



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS

CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN
BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN

Ecología poblacional y distribución espacial de los roedores
silvestres de Isla Cozumel

TESIS

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

PRESENTA: BIÓL. ANTHONY DAVID AGUILAR GUERRERO

DIRECTOR: DR. DAVID VALENZUELA-GALVÁN
CO-DIRECTOR: DR. ALFREDO DAVID CUARÓN OROZCO



CUERNAVACA, MORELOS

JUNIO, 2026

DEDICATORIA

A quienes encuentren en este trabajo un aporte significativo, que sirva como puente de conocimiento y conservación de las diversas especies que habitan este planeta.

A los roedores endémicos de Isla Cozumel, cuyas poblaciones hoy luchan por sobrevivir, consecuencia de errores y descuidos humanos: este trabajo está dedicado a su existencia y a la esperanza de su recuperación.

Y, en general, a toda la flora y fauna de esta hermosa isla, que, pese a las inclemencias del clima y los embates de la perturbación humana, aún persiste con fuerza, revelando la grandeza y resiliencia de la vida en lugares aislados.

“Que este trabajo sirva como homenaje y contribución al conocimiento y conservación de los roedores endémicos de Cozumel, y al respeto por toda la biodiversidad isleña.”

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero expresar mi más profundo agradecimiento a mi familia: Patricio A., Edith G. y a mi hermano Daryl A.G. por su respaldo incondicional, la confianza que depositan en mí y esa preocupación genuina que se convierte siempre en impulso. Su ejemplo y su cariño ha sido el motor que me mantiene avanzando y la razón principal por la que sigo alcanzando mis metas.

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT), actualmente denominado Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI), cuyo apoyo económico dentro del programa BECAS NACIONALES PARA ESTUDIOS DE POSGRADOS 2023, hizo posible mi formación de posgrado y la realización de este proyecto. Igualmente, mi reconocimiento al financiamiento otorgado a Jovana Villaloz M. por The Rufford Foundation para el proyecto “*Conservation Paradox of the Margay (Leopardus wiedii, Schinz 1821) on Cozumel Island: an Ecological Approach*”, que impulsó el progreso de esta investigación.

De manera especial, expreso mi gratitud a David Valenzuela-Galván, director de esta tesis, quien confió en mí desde el inicio y me impulsó a gestionar los recursos necesarios para venir desde mi país natal, Ecuador, y continuar mi formación académica. También quiero agradecer a Ella Vázquez, Elizabeth Arellano y a Alfredo Cuarón (co-director de la tesis), quienes en conjunto, aportaron valiosas sugerencias y comentarios constructivos que elevaron significativamente la calidad del proyecto y reforzaron su rigor académico. Así mismo, a las y los docentes que compartieron su conocimiento y exigieron lo mejor de mí; cada clase y cada consejo han forjado mi criterio científico y profesional.

Un especial reconocimiento a los tesisistas responsables de los fototrampeos, sus horas de campo y su dedicación proporcionaron los datos fundamentales sobre los que descansa esta investigación.

A la flora y fauna silvestre de Isla Cozumel, que me abrió sus puertas y me permitió observarla de cerca sin contratiempos, brindándome la oportunidad de profundizar en el conocimiento de su dinámica natural. En particular, agradezco profundamente a los roedores, silenciosos protagonistas y piezas fundamentales para el éxito de este proyecto.

También extendiendo mi agradecimiento a las instituciones (CONANP, CAPA, Parques y Museos de Isla Cozumel, y la Dirección de Ecología), así como al personal local que facilitó permisos, gestionó diligencias y brindó valiosos consejos logísticos. Asimismo, reconozco a los propietarios de los sitios de muestreo por permitirnos acceder a sus terrenos durante el trabajo de campo.

Gracias a mis compañeros de maestría, por su compañerismo y predisposición constante. A mis grandes amigos: Manuela S., Luis V., Mateo P. y Leonardo P., quienes desde lejos estuvieron presentes; y a los que el camino me regaló durante este trayecto: Juan Carlos M., Adrián R., David M., Adriana S., Sofía L., David T., Emmanuel F., Luis T., Carlos R., Anyelo G., Karime F., Octavio M., y Georgina S. ya que en cada palabra de aliento encontraron la forma de sostenerme. A Noé H. (Nauyaca), Vanelly C. y Daniel M., gracias por abrirme un espacio en sus vidas, su amistad y apoyo me ofrecieron un lugar auténtico de cariño que guardaré siempre en mi corazón.

Finalmente, mi reconocimiento más sincero a Jovana Villaloz M., persona clave en este proceso. Tu presencia me ha permitido crecer tanto profesional como personalmente. En ti encontré no solo apoyo, sino también un hogar donde recargar mis energías, seguir construyendo sueños y descubrir nuevas ambiciones. Tu compañía iluminó cada meta alcanzada y cada meta por venir. Gracias por todo lo vivido.

Es probable que mi memoria me traicione y haya olvidado mencionar a alguien en esta sección, por lo que doy las gracias a todas y todos quienes contribuyeron de una u otra forma en la realización de este trabajo.

CONTENIDO

ÍNDICE DE CUADROS	iii
ÍNDICE DE FIGURAS	iv
RESUMEN	i
1. INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1.1 Isla Cozumel	2
1.1.1 Roedores endémicos y especies introducidas	4
1.1.2 Alteraciones en los tipos de vegetación de Cozumel	5
2. JUSTIFICACIÓN	6
3. OBJETIVOS E HIPÓTESIS	6
3.1 Objetivo general:	6
3.2 Objetivos específicos:	7
3.3 Hipótesis:	7
4. ÁREA DE ESTUDIO	7
5. ESTRUCTURA DEL ESTUDIO	8
CAPÍTULO I Ecología poblacional y distribución espacial de los roedores endémicos de Cozumel	10
1. INTRODUCCIÓN	10
2. OBJETIVOS	17
3. HIPÓTESIS	17
4. MÉTODOS	18
4.1 Diseño de muestreo	18
4.2 Marcaje y recolección de datos de los individuos capturados	21
4.3 Análisis de datos	24
5. RESULTADOS	26
5.1 Éxito de captura	26
5.2 Distribución espacial	27
5.3 Parámetros poblacionales	28
6. DISCUSIÓN	33
7. CONCLUSIONES	40
8. LITERATURA CITADA	42

CAPÍTULO 2	Variación en la abundancia temporal y la distribución espacial de los roedores silvestres no nativos de Cozumel.....	46
1.	INTRODUCCIÓN	46
2.	OBJETIVOS	49
3.	HIPÓTESIS	49
4.	MÉTODOS	49
4.1	Recolección de datos y distribución de las cámaras	49
4.2	Análisis de datos	52
5.	RESULTADOS	54
5.1	Frecuencia de ocurrencia	54
5.2	Distribución espacial de los roedores silvestres introducidos de Cozumel (<i>Cuniculus paca</i> y <i>Dasyprocta punctata</i>)	55
5.3	Tasa de Captura Fotográfica (TCF)	56
5.4	Patrones de actividad.....	66
6.	DISCUSIÓN	67
6.1	Tasa de captura fotográfica y proporción de cámaras con detección de cada especie	68
6.2	Distribución espacial de los roedores silvestres introducidos de Cozumel.....	70
6.3	Patrón de actividad.....	72
7.	CONCLUSIONES.....	72
8.	LITERATURA CITADA.....	73
6.	DISCUSIÓN GENERAL DE LA TESIS	76
7.	CONCLUSIONES	78
8.	LITERATURA CITADA	80

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Comparación del éxito de captura del presente trabajo con estudios previos.	26
Cuadro 2. Descripción de la ubicación, número de capturas, recapturas y esfuerzo de muestreo acumulado en cada cuadrante (junio 2024 a enero 2025).	27
Cuadro 3. Análisis estadístico de <i>Oryzomys couesi cozumelae</i> para determinar diferencias significativas entre las variables morfométricas de peso, longitud cabeza-cuerpo (CC) y longitud de la cola (LC) respecto al sexo, considerando la distancia a áreas de intervención antrópica (< 500; 501–1,000; 1,001–1,500).....	32
Cuadro 4. Síntesis descriptiva de la estructura social y las características morfométricas de ambas especies según la distancia a áreas con influencia antrópica.....	33
Cuadro 5. Esfuerzo de muestreo acumulado entre los períodos.....	50
Cuadro 6. Proporción muestral de <i>Cuniculus paca</i> y <i>Dasyprocta punctata</i> en Isla Cozumel durante los períodos 2013-2016 y 2021-2022.....	54
Cuadro 7. Ocupación naïve de <i>Cuniculus paca</i> y <i>Dasyprocta punctata</i> en diversas zonas de Isla Cozumel.	56
Cuadro 8. Registros independientes por zonas de muestreo, tipos de vegetación y distancia de áreas con influencia antrópica de los roedores silvestres introducidos de Cozumel.	57
Cuadro 9. Tasa de Captura Fotográfica (TCF) de los roedores silvestres introducidos de Cozumel respecto a los años de muestreo y a diferentes consideraciones paisajísticas.	58
Cuadro 10. TCF promedio por cámara (con su desviación estándar D.E. entre paréntesis) de <i>Cuniculus paca</i> y de <i>Dasyprocta punctata</i> en Isla Cozumel durante los años 2014, 2015, 2016, 2021 y 2022.	59
Cuadro 11. Prueba Kruskal-Wallis analizada en diferentes niveles en base a los periodos de muestreo...	60
Cuadro 12. Prueba Kruskal-Wallis analizada en diferentes niveles en base a las zonas de muestreo: zona natural (ZN), zona natural con influencia antrópica (ZNIA) y zona urbana (ZU).....	62
Cuadro 13. Prueba Kruskal-Wallis analizada en diferentes niveles en base a los tipos de vegetación.	64
Cuadro 14. Prueba Kruskal-Wallis analizada en diferentes niveles con base en las distancias de intervención antrópica.	66
Cuadro 15. Patrón de actividad de <i>Dasyprocta punctata</i> y <i>Cuniculus paca</i> en Isla Cozumel.....	67
Cuadro 16. Comparación del total de registros independientes (RI) y la tasa de captura fotográfica total (TCF = registros independientes / 100 días-trampa) para <i>Dasyprocta punctata</i> (Dp) y <i>Cuniculus paca</i> (Cp) resultantes de varios sitios de estudio y en el presente trabajo en Cozumel.	69

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Tipos de vegetación de Isla Cozumel.	3
Figura 2. Delimitación de zonas de muestreo.	8
Figura 3. Individuo de <i>Reithrodontomys spectabilis</i> capturado en un manglar al noroeste de Cozumel.....	13
Figura 4. Individuo de <i>Oryzomys couesi cozumelae</i> capturado en un manglar al noroeste de Cozumel....	15
Figura 5. Dibujo de <i>Peromyscus leucopus cozumelae</i>	16
Figura 6. Estaciones de trampeo para roedores silvestres nativos de Isla Cozumel, considerando los tipos de vegetación, el nivel de perturbación y la distancia de áreas con intervención antrópica.....	19
Figura 7. Ubicación de las trampas Sherman en los tipos de vegetación de A) manglar y B) selva mediana subcaducifolia.	21
Figura 8. Marcaje para roedores endémicos.....	24
Figura 9. Comparación espacial entre los cuadrantes de trampeo históricos y los realizados en el presente estudio en Isla Cozumel.....	28
Figura 10. Diferencia del peso, la longitud cabeza-cuerpo y el largo de la cola de <i>Oryzomys couesi cozumelae</i> según el sexo.....	30
Figura 11. Fototrampeos realizados durante los periodos 2013-2016 y 2021-2022.	51
Figura 12. Proporción anual de cámaras trampas con y sin registros de individuos de <i>Cuniculus paca</i> y <i>Dasyprocta punctata</i> en Isla Cozumel.....	55
Figura 13. Tasa de Captura Fotográfica (TCF) promedio de <i>Cuniculus paca</i> y <i>Dasyprocta punctata</i> , por cámara durante los años 2014, 2015, 2016, 2021 y 2022 en Isla Cozumel.....	59
Figura 14. Tasa de Captura Fotográfica (TCF) promedio por cámara de <i>Cuniculus paca</i> y <i>Dasyprocta punctata</i> analizada por zonas de muestreo en Isla Cozumel durante los años 2014, 2015, 2016, 2021 y 2022.....	61
Figura 15. Distribución de la Tasa de Captura Fotográfica (TCF) promedio por cámara de <i>Cuniculus paca</i> y <i>Dasyprocta punctata</i> analizada por tipos de vegetación en Isla Cozumel durante los años 2014, 2015, 2016, 2021 y 2022.	63
Figura 16. Distribución de la Tasa de Captura Fotográfica (TCF) promedio por cámara de <i>Cuniculus paca</i> y <i>Dasyprocta punctata</i> según los rangos de distancia a áreas con intervención antrópica en Isla Cozumel durante los años 2014, 2015, 2016, 2021 y 2022.	65
Figura 17. Superposición del patrón de actividad circadiano de <i>Cuniculus paca</i> y <i>Dasyprocta punctata</i> en Isla Cozumel durante los años 2014, 2015, 2016, 2021 y 2022.	67

RESUMEN

Los roedores son el grupo más diverso de mamíferos y desempeñan papeles ecológicos de gran importancia que, en buena medida, sustentan el funcionamiento de los ecosistemas. No obstante, debido a las perturbaciones antrópicas, principalmente la deforestación y la introducción de especies exóticas, se ha demostrado que este grupo es más propenso a sufrir extinciones, y esta propensión es mayor en las especies endémicas de islas.

Cozumel es el hogar de una especie y dos subespecies de ratones endémicos (*Reithrodontomys spectabilis*, *Oryzomys couesi cozumelae* y *Peromyscus leucopus cozumelae*), mismas que se encuentran altamente amenazadas y cuyas poblaciones han tendido a decrecer según los últimos muestreos realizados hace más de una década. Por ello, todas figuran en la categoría de Amenazadas en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, y además, *R. spectabilis* se encuentra catalogada como Peligro Crítico en la Lista Roja de la UICN.

Asimismo, se ha reportado la presencia de especies introducidas que pueden depredar a los roedores nativos como la boa, el tigrillo o gatos y perros ferales. Además, se encuentran presentes especies de roedores exóticos invasores, como *Rattus rattus* y *Mus musculus*, o roedores silvestres introducidos como el tepezcuintle (*Cuniculus paca*) y el sereque (*Dasyprocta punctata*), que potencialmente podrían competir con los roedores locales y/o desplazarlos de sus hábitats originales.

Anudado a esto, Cozumel se ve afectada frecuentemente por huracanes que causan de manera periódica alteraciones importantes en la estructura de la vegetación, situación que se ha visto reflejada en la abundancia poblacional de diversas especies de animales, incluyendo los roedores. Además, debido al crecimiento acelerado de la población humana y las actividades turísticas y hoteleras, las perturbaciones ambientales en la isla continúan en aumento.

Por estas razones, la presente investigación se organiza en dos capítulos interrelacionados que abordan: 1) la abundancia, densidad, estructura demográfica y patrones de distribución de los roedores nativos con relación a los diferentes tipos de hábitat y grados de intervención humana (Capítulo I); y 2) la variación espacio-temporal de ambas especies de roedores silvestres introducidos (*D. punctata* y *C. paca*) evaluando si su actividad se ve influenciada por perturbaciones antrópicas (Capítulo II).

Para estudiar a los roedores endémicos se establecieron 14 cuadrantes de muestreo distribuidos a lo largo de toda isla en diferentes tipos de vegetación y distancias a áreas con intervención antrópica. Se acumuló un esfuerzo de muestreo de 11,160 trampas/noche reflejado en 66 capturas de dos especies de

roedores endémicos (*O. couesi cozumelae* = 84.8%; y *R. spectabilis* = 15.2%). Todas las capturas se centraron en el área de manglar al noroeste de la isla, denotando una marcada ausencia en diversas zonas donde anteriormente se los había registrado, así como un continuo declive poblacional en su actual área de residencia. Estos aspectos posiblemente están relacionados a la introducción de depredadores y/o competidores. Además, la ausencia prolongada de *P. leucopus cozumelae* por más de cuatro décadas, sugiere poblaciones remanentes y de difícil detección; o bien, corrobora la hipótesis de que esta subespecie pueda ser considerada como el primer roedor endémico extinto de Cozumel.

Por otra parte, para determinar la variación espacio-temporal de los roedores silvestres introducidos en Cozumel, se trabajó con datos de fototrampeos realizados en 320 sitios de muestreo distribuidos en toda la isla, durante los periodos 2013-2016 y 2021-2022. Con un esfuerzo de muestreo total de 18,698 trampas/noche se obtuvieron 13 registros independientes de sereque y 238 de tepezcuintle; lo que reveló diferencias significativas entre especies según las condiciones paisajísticas evaluadas (zona de muestreo, tipos de vegetación y distancia a sitios con influencia antrópica). Por una parte, el sereque solo se registró en 2015 y 2016 y únicamente en dos zonas de muestreo, dentro de dos tipos de vegetación y a distancias entre los 1,001-1,500 y > 2,000 metros de áreas con actividad humana. En cambio, el tepezcuintle mostró una distribución espacio-temporal más amplia en la isla, registrándose en todos los criterios de análisis. Estas diferencias resaltan la importancia de implementar medidas de manejo y monitoreo, considerando las particularidades ecológicas de cada especie, así como los posibles impactos sobre la biodiversidad nativa de la isla.

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

Los roedores son el grupo más diverso de mamíferos y desempeñan papeles ecológicos de gran importancia que, en buena medida, sustentan el funcionamiento de los ecosistemas. Son presa de una gran cantidad de especies de vertebrados (Andersson y Erlinge 1977; Hafner et al. 1998; Aragón et al. 2002; Paine et al. 2016) e influyen de manera relevante la estructura y funcionamiento de las comunidades vegetales (Cole 2009; Davidson et al. 2010; Zamora-Bárceñas 2013; Paine et al. 2016) pues al alimentarse de una gran variedad de especies de plantas o al dispersar y depredar sus semillas, alteran sus interacciones competitivas, así como los procesos de germinación y establecimiento de nuevas plantas. Además, al construir sus madrigueras, contribuyen también a la aireación, hidratación y fertilización del suelo (Villafañe et al. 1977; Hafner et al. 1998; Davidson y Morris 2001; Bock et al. 2006; Paine y Beck 2007; Davidson y Lightfoot 2008).

Por otra parte, los patrones de organización espacial de los roedores se encuentran determinados por factores ambientales (disponibilidad de alimento y refugio) y etológicos, que les hace seleccionar condiciones micro ambientales que se acoplan a sus requerimientos biológicos (Hafner et al., 1998; Vázquez-Pérez 2012; Fuentes-Montemayor et al. 2009). Sin embargo, es importante señalar que de manera general la abundancia y la distribución de los organismos están íntimamente relacionadas, y a su vez, éstas dependen de las condiciones ambientales donde habitan las poblaciones y las comunidades con gremios tróficos similares. Así, aquellas especies con mayor densidad poblacional local tienden a ocupar una mayor proporción de nichos y por ende a tener rangos geográficos más amplios; a diferencia de las especies raras que muestran distribuciones espaciales restringidas (Brown 1984).

Se ha demostrado que los roedores son el grupo de mamíferos más propenso a sufrir extinciones (MacPhee y Flemming 1999; Cardillo et al. 2008). Esta problemática es crítica especialmente en las islas, ya que al albergar una mayor concentración de endemismo en comparación con los continentes (Ceballos y Brown 1995; Mittermeier et al. 1997; Fattorini 2017), donde las especies insulares presentan una elevada vulnerabilidad y susceptibilidad a la extinción debido a múltiples factores ecológicos y antrópicos (Olson 1989; MacPhee y Flemming 1999; Blackburn 2004; Walter 2004; Frankham 2008; Triantis et al. 2010).

Lamentablemente, las perturbaciones antrópicas se han convertido en el primer factor que altera de manera drástica la distribución y abundancia de los organismos a diferentes escalas temporales y espaciales, lo que a la larga conlleva a la extinción de especies. De manera global, entre las actividades relacionadas a la perturbación ecosistémica se destaca la destrucción del hábitat y la introducción de especies exóticas, repercusiones que muestran un mayor impacto en las islas (Olson 1989; Ceballos y

Brown 1995; MacPhee y Flemming 1999; Vega et al. 2007; Triantis et al. 2010). Por una parte, referente a la pérdida del hábitat, esta genera un cambio significativo en la densidad y la estructura poblacional de los roedores, ya que se pueden eliminar fuentes de alimentación y refugio, o alterar la relación de predador-presa, situación que tiende a ocasionar que las poblaciones de muchas especies de roedores puedan disminuir (Davidson y Lightfoot 2008; Fuentes-Montemayor et al. 2009; Durán-Antonio y González-Romero 2018; Yang et al. 2018).

Del mismo modo, las especies invasoras tienden a generar impactos significativos en la población de roedores nativos, y en consecuencia, ocasionar un efecto dominó en todo el ecosistema alterando su equilibrio natural (Ceballos y Brown 1995; Triantis et al. 2010; Harper y Bunbury 2015). Por ejemplo, la introducción de depredadores provoca la disminución de las poblaciones de roedores autóctonos y con ello altera sus interacciones ecológicas, y en el largo plazo la estructuración de la vegetación (Mellink et al. 2002; Hanna y Cardillo 2013). Mientras que otras especies invasoras, incluso otros roedores que han sido introducidos como la rata negra (*Rattus rattus*), la rata marrón (*Rattus norvegicus*) y el ratón doméstico (*Mus musculus*), tienden a desplazar a las especies de roedores nativos por la competencia de recursos, limitando su distribución original e incluso llegando a disminuir o extirpar sus poblaciones (Pulliam 2000; Harris 2008; Hanna y Cardillo 2013; Harper y Bunbury 2015).

En este contexto, es importante señalar que México cuenta con 37 especies de roedores en islas o endémicas de ellas (Ceballos y Arroyo-Cabrales 2012). Sin embargo, la mayoría de las investigaciones ecológicas sobre roedores se han centrado en especies continentales (Cervantes y Ballesteros-Barrera 2012; De la Cruz-Ramírez y Sánchez-Soto 2016, Galván 2020) y pocas en la ecología de estos organismos en islas. De estos últimos, la mayoría se han enfocado a especies en islas del Golfo de California (Mellink et al. 2002; Álvarez-Castañeda y Ortega-Rubio 2003; Stapp y Polis 2003; Rodríguez-Moreno 2006; Rodríguez-Moreno et al. 2007; Vázquez-Pérez 2012), y hay menos enfocados al estudio de la dinámica poblacional de estos mamíferos en las islas del Caribe, como es el caso de Isla Cozumel (Gutiérrez-Granados 2003; Fortes-Corona 2004; Vega et al. 2007; Fuentes-Montemayor et al. 2009).

1.1 Isla Cozumel

Cozumel es una isla oceánica de origen coralino perteneciente al estado de Quintana Roo, separada 17.5 km de la península de Yucatán y con un área de 478 km² lo que le hace la isla más grande del Caribe mexicano y la tercera a nivel nacional. Su temperatura máxima promedio mensual fluctúa entre los 20°C en los meses fríos y los 39°C en los meses cálidos, con una precipitación promedio anual de 1,570 mm, por lo que su clima es cálido-húmedo con abundantes lluvias en verano (CONANP 2016).

Según el censo del año 2020 tiene una población de 88,626 habitantes (INEGI 2020), siendo la segunda isla más poblada de México (PNUD-INECC 2016).

Por la geología de la isla, carece de cuerpos de agua superficial, a excepción de pequeños sistemas lagunares costeros (CONANP 2016), pero presenta corrientes de agua dulce subterránea y pequeños cenotes (Davidson 1975; Martínez-Morales 1996). El agua potable disponible para consumo humano se extrae mediante un sistema de pozos de bombeo de la lente subterránea de agua dulce, que se filtra de las lluvias y que no se mezcla con agua salada por diferencias de densidad (Lesser et al., 1978). Esta situación impone un límite máximo para la extracción de agua, que marca un máximo poblacional humano, ya muy cercano a la población actual.

La vegetación de Cozumel tiene representada cerca del 40% de la diversidad florística de todo el estado de Quintana Roo (Gutiérrez-Granados 2003; CONANP 2016). De manera general, en la isla se distinguen tres tipos de vegetación dominantes: selva mediana subcaducifolia (en cerca del 60% de la isla, sobre todo en la zona central), con una altura entre los 15-20 m; selva baja caducifolia (en cerca del 13% de la isla), con una altura entre los 10-15 m; manglares (en cerca del 10% de la superficie de la isla), ubicados en la porción costera del sur y norte de la isla; y tres tipos de vegetación con una menor superficie y una distribución más fragmentada: vegetación de dunas costeras, tasistal, dominada por palmas de la especie *Acoelorhapse wrighti*, así como zonas con vegetación secundaria (**Figura 1**) (Téllez-Valdés y Cabrera-Cano 1987; Téllez-Valdés et al. 1989; Gutiérrez-Granados 2003; CONANP 2016).

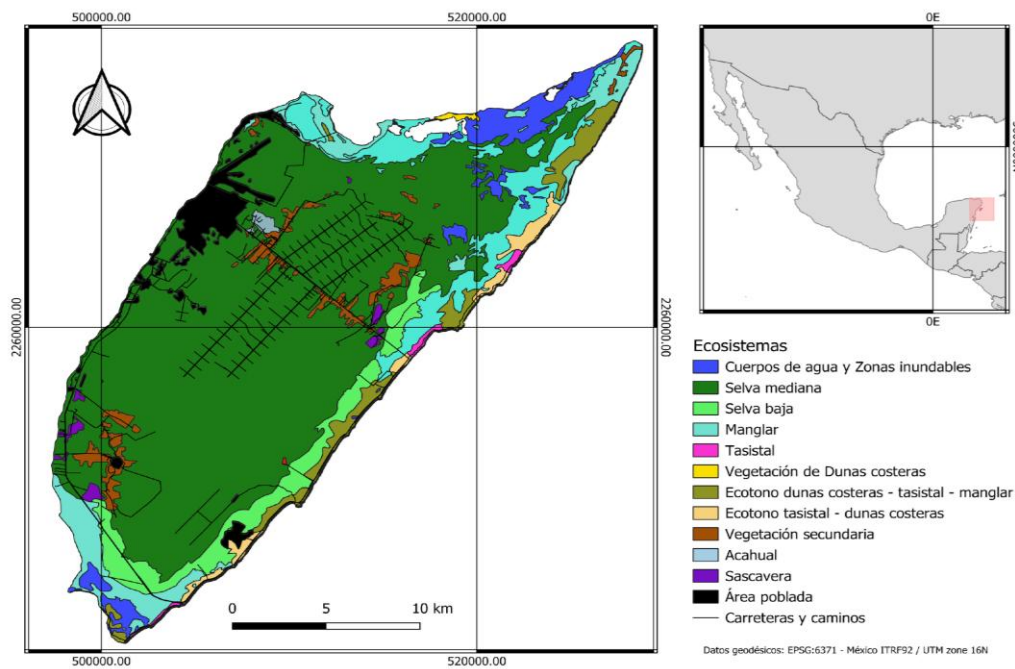


Figura 1. Tipos de vegetación de Isla Cozumel. Basado de Romero-Nájera 2004.

1.1.1 Roedores endémicos y especies introducidas

Isla Cozumel alberga una extraordinaria diversidad biológica y un alto nivel de endemismo con una cifra que rodea los 31 taxa de animales (Cuarón 2009). Pese a que alrededor del 90% de la isla se encuentra cubierto por vegetación natural (Romero-Nájera et al. 2006), varias especies se consideran amenazadas de extinción (CONANP 2016; Cuarón et al. 2019). Tal es el caso de una especie y dos subespecies de ratones endémicos (*Reithrodontomys spectabilis*, *Oryzomys couesi cozumelae* y *Peromyscus leucopus cozumelae*; Merriam 1901; Jones and Lawlor 1965) que se encuentran altamente amenazadas y cuyas poblaciones han tendido a decrecer según los últimos muestreos realizados (Ramírez-Pulido et al. 2014; CONANP 2016; Vázquez-Domínguez et al. 2018). Todas figuran en la categoría de Amenazadas en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010), y además, *R. spectabilis* se encuentra catalogada como Peligro Crítico en la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (Vázquez-Domínguez et al. 2018).

Por otra parte, se ha reportado la presencia de especies introducidas como la boa (*Boa imperator*), el tigrillo (*Leopardus wiedii*), el ocelote (*Leopardus pardalis*) o gatos y perros domésticos (que ya son ferales en la isla), que pueden depredar a los roedores nativos. También se sabe que en Cozumel hay especies de roedores invasores como la rata negra (*Rattus rattus*) y el ratón de casa (*Mus musculus*), o roedores silvestres introducidos como el tepezcuintle (*Cuniculus paca*) y el sereque (*Dasyprocta punctata*), que potencialmente podrían competir con los roedores locales y/o desplazarlos de sus hábitats originales (Martínez-Morales y Cuarón 1999; Pulliam 2000; Bautista 2006; Torres-Villegas 2006; Romero-Nájera et al. 2006; Suárez-Atilano et al. 2019; MARFUND 2020; Valenzuela-Galván et al. 2022; Cuarón et al. 2025).

De manera particular, se sabe que *R. rattus* y *M. musculus* presentan una alta plasticidad en términos de dieta, tasas de reproducción y tolerancia a condiciones ambientales variables. Además, debido a su histórica asociación directa con el ser humano, como comensales, han colonizado todos los continentes e incluso han llegado a establecerse en más del 80% de las islas a nivel mundial (MacPhee y Flemming 1999; Siahsarvie et al. 2012; Borja-Martínez y Vázquez-Domínguez 2024); asociados con un elevado número de extinciones de especies (Harris 2008; St Clair 2011; Shiels y Pitt 2014). En Cozumel, se les ha registrado solo en zonas antropogénicas (Sotomayor-Bonilla 2009; Borja-Martínez y Vázquez-Domínguez 2024); no obstante, con el continuo crecimiento poblacional en la isla, más zonas naturales se han visto modificadas, lo que podría incrementar su interacción con los roedores nativos. Asimismo, se ha reportado que los habitantes de la isla tienden a confundir a las especies nativas con las invasoras, percibiéndolas como si se tratase de un solo grupo uniforme y perjudicial; cuya percepción general de

rechazo viene acompañada de acciones negativas que comprometen la estabilidad de los roedores endémicos (Navarro-Ramírez 2005).

1.1.2 Alteraciones en los tipos de vegetación de Cozumel

Cozumel se ve afectada frecuentemente por huracanes que causan de manera periódica alteraciones importantes en la estructura de la vegetación y en la disponibilidad de alimentos, situación que se ha visto reflejada en la abundancia poblacional de diversas especies de animales, incluyendo los roedores (Copa-Álvaro 2007; Álvarez del Castillo-Cárdenas et al. 2008; García-Aguilar 2010). Históricamente, varios huracanes de diversas categorías (I a la V) dentro de la escala Saffir-Simpson (CONAGUA 2023) han impactado la isla, afectándola con menor o mayor severidad. Sin embargo, en los años recientes, los más fuertes que se han registrado han sido “Emily” y “Wilma” en el año 2005, ambos de categoría V (Hernández-Unzón y Bravo 2005a, b); y anteriormente, solo dos huracanes de magnitud similar en 1851 (CONAGUA 2023). El huracán más reciente que afectó directamente a Cozumel fue “Delta” en el 2020, que tocó la isla estando en categoría II (Bravo 2020).

Estos fenómenos climáticos naturales pueden modelar la estructura de los ambientes por donde pasan, alterando las poblaciones, las comunidades y los procesos ecosistémicos naturales. Además, al ser recurrentes sobre un mismo ecosistema, la selección natural actúa a favor de los organismos generalistas tanto en su dieta como en el uso de hábitat (Copa-Álvaro 2007; Álvarez del Castillo-Cárdenas et al. 2008; García-Aguilar 2010). En cuanto a las comunidades de pequeños mamíferos, se han evidenciado cambios en sus abundancias, patrones de movimiento y estructura genética tras el paso de los huracanes. Por ejemplo, tras la llegada del huracán Opal al Refugio Nacional de Vida Silvestre Bon Secour, en Alabama, Estados Unidos, la población de ratones de la especie *Peromyscus polionotus* no sufrió cambios inmediatos en el número de individuos sino hasta 7-10 meses después, cuando el tamaño poblacional se redujo hasta un 30%. Éstos, además cambiaron el patrón de uso de hábitat, ya que frecuentaron más las zonas de transiciones arbustivas hasta que las zonas de bosque se recuperaron (Swilling et al. 1998).

A su vez, en los últimos 50 años, la población humana en Cozumel ha crecido aceleradamente y con ello han aumentado las perturbaciones ambientales asociadas a sus actividades (e.g. urbanización, construcción y ampliación de carreteras, deforestación en algunas zonas). Sobre todo las relacionadas con la actividad turística y hotelera, mismas que se han concentrado principalmente en las zonas aledañas a las playas, por lo que, la demanda de cambio de uso de suelos para el desarrollo de la mancha urbana sigue creciendo continuamente (Ayuntamiento de Cozumel 2021). Estos factores comprometen la

estabilidad poblacional de los roedores endémicos de la isla, lo que a su vez puede afectar la estabilidad ecosistémica del área (Vega et al. 2007; Davidson et al. 2010).

Por lo antes mencionado, con la presente investigación busco responder preguntas relevantes a esta problemática, como: ¿cuál es actualmente la composición, distribución espacial y abundancia relativa de la comunidad de roedores silvestres (endémicos e introducidos) de Isla Cozumel en los distintos tipos de hábitat?, ¿esto es diferente de lo previamente reportado para la isla?, ¿qué relación existe entre el grado de perturbación antrópica y los patrones de abundancia y distribución de estas especies? y ¿cómo fluctúan las abundancias de los roedores introducidos a lo largo del tiempo?

2. JUSTIFICACIÓN

Conocer la ecología poblacional de las especies y su relación con los factores de perturbación humana es importante para poder determinar el grado de vulnerabilidad de las especies nativas y para planear y ejecutar acciones para su monitoreo y conservación (Franklin 1989; Gutiérrez-Granados 2003; Harris 2008; Zamora-Bárceñas 2013; Harper y Bunbury 2015). Por ello, con este proyecto busco actualizar el conocimiento sobre la distribución espacial y ecología poblacional de las especies de roedores silvestres de Cozumel (endémicas e introducidas) y cómo se relaciona esto con la urbanización o la influencia antrópica en zonas naturales.

Los resultados permitirán precisar tanto las conclusiones sobre el estado de conservación de las especies de roedores endémicos de Cozumel, como aspectos a incorporar o implementar en las acciones para conservación de este componente faunístico, para el monitoreo y control de especies exóticas y para la conservación de los ecosistemas naturales de la isla.

Esta información podrá ser de utilidad para diferentes actores, tanto para autoridades locales como para el personal de las áreas naturales protegidas de Cozumel o para organizaciones de la sociedad civil vinculadas con temas de conservación de la biodiversidad que operan en la isla, así como para la población cozumeleña en general.

3. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

3.1 Objetivo general:

Determinar la presencia y la abundancia de los roedores silvestres (nativos e introducidos) en los diferentes tipos de hábitat de Isla Cozumel y el impacto de la influencia antropogénica sobre sus poblaciones.

3.2 Objetivos específicos:

- i. Comparar la presencia y abundancia de cada especie de roedor silvestre (nativos e introducidos) entre los diferentes tipos de hábitats.
- ii. Estimar y comparar algunas variables poblacionales (abundancia relativa, densidad, proporción sexual, composición etaria, tamaño promedio de sus individuos, carga ectoparasitaria) de cada especie de roedor silvestre nativo de la isla entre los diferentes tipos de hábitats.
- iii. Evaluar si las abundancias de cada especie de roedor silvestre (nativos e introducidos) varían con la distancia a sitios con influencia antrópica.

3.3 Hipótesis:

- i. Se espera encontrar mayores abundancias y densidades poblacionales de roedores nativos en las selvas mediana y baja caducifolia en comparación con otros tipos de vegetación (e.g. manglares, tasistal, vegetación de duna costera).
- ii. Se espera también que, para los roedores nativos y silvestres introducidos, las abundancias sean mayores al aumentar la distancia de las zonas naturales con influencia antrópica.

4. ÁREA DE ESTUDIO

En el territorio de Cozumel, se establecieron sitios de muestreo en diferentes zonas con selva mediana subcaducifolia, selva baja caducifolia o zonas de transición entre manglares y selvas. Además, se consideró ubicar los sitios de muestreo también con relación a zonas con diferente intensidad de actividad humana, por lo que, para delimitar dichas zonas, se tomó en cuenta los criterios definidos por Sotomayor-Bonilla (2009), donde establece tres zonas bien diferenciadas (**Figura 2**).

Zonas Naturales (ZN)

Áreas donde domina la vegetación natural de la isla, ya sea en tipos de vegetación de selva mediana subcaducifolia, selva baja caducifolia, manglares o zonas de transición entre diferentes mosaicos de vegetación natural; donde el acceso por parte del ser humano es limitado o nulo, debido a la poca facilidad para entrar. Dichas zonas, no cuentan con caminos o si los hay, son senderos poco definidos.

Zonas Naturales con Influencia Antrópica (ZNIA)

Predomina la vegetación natural pero el acceso al ser humano es posible, aunque limitado en algunos casos. En estas áreas se realizan diferentes actividades antrópicas como agricultura, control y revisión de las instalaciones de captación de agua de la Comisión de Agua Potable y Alcantarillado

(CAPA), extracción de material pétreo y zonas costeras, y se encuentran relativamente separadas de la mancha urbana. Para delimitar dichas áreas, se consideraron todos los cuadrantes en contacto a las zonas urbanas, así como los cuadrantes que alberguen caminos que se visualicen en el mapa y se encuentren ubicados en diferentes tipos de vegetación de la isla.

Zonas Urbanas (ZU)

Zonas con escasa o nula vegetación, cercanas a la mancha urbana de San Miguel de Cozumel, o del poblado de El Cedral, ya sean colonias aisladas o agrupadas o zonas de desarrollo turístico, donde la presencia de la población humana es constante.

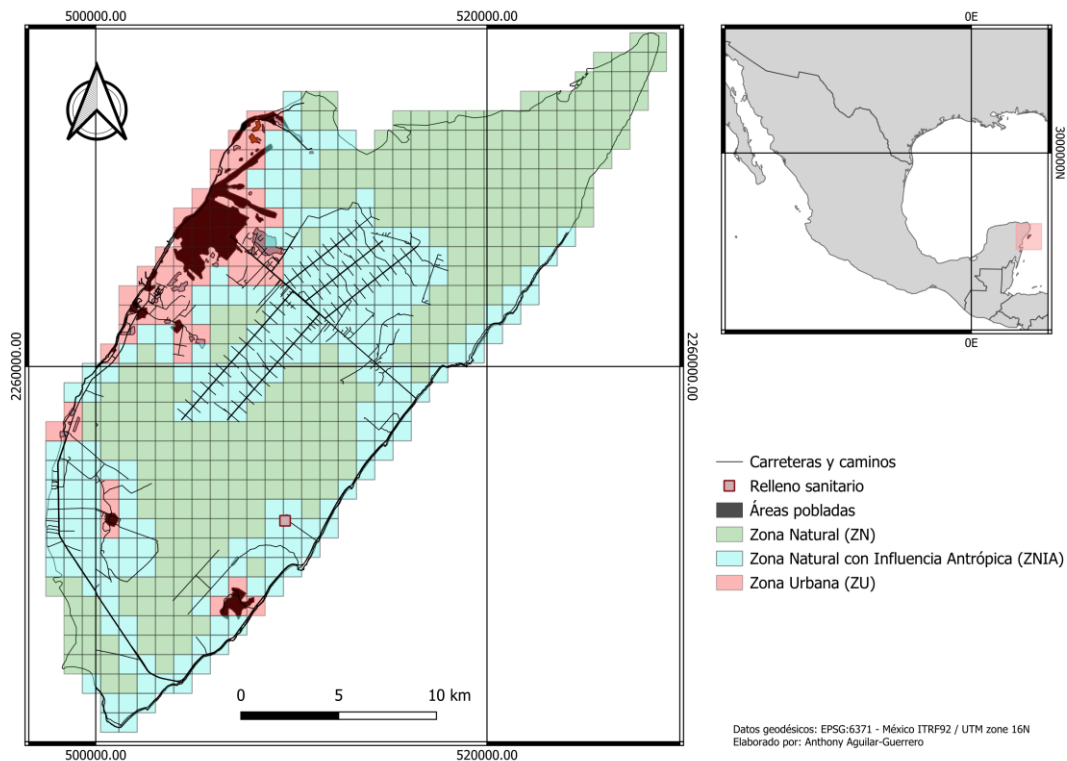


Figura 2. Delimitación de zonas de muestreo.

5. ESTRUCTURA DEL ESTUDIO

Considerando las características biológicas, ecológicas e historia de vida de los roedores silvestres (nativos e introducidos) de Isla Cozumel, esta tesis se organiza en dos capítulos interrelacionados que permitirán abordar los objetivos y las preguntas planteadas:

- **Capítulo I: Ecología poblacional y distribución espacial de los roedores endémicos de Cozumel.**- En este primer capítulo se analizó las poblaciones de especies nativas de los

roedores: *Reithrodontomys spectabilis*, *Oryzomys couesi cozumelae* y *Peromyscus leucopus cozumelae*; considerando su abundancia, densidad, estructura demográfica y patrones de distribución con relación a diferentes tipos de hábitat y grados de intervención humana.

- **Capítulo II: Variación en la abundancia temporal y la distribución espacial de los roedores silvestres no nativos de Cozumel.**- El segundo capítulo evaluó la variación espacio-temporal de las poblaciones del sereque (*Dasyprocta punctata*) y del tepezcuintle (*Cuniculus paca*), ambas especies de roedores silvestres introducidas a Cozumel, determinando si su actividad se ve influenciada por perturbaciones antrópicas.

CAPÍTULO I

Ecología poblacional y distribución espacial de los roedores endémicos de Cozumel

1. INTRODUCCIÓN

Ecológicamente, tanto los ecosistemas como las especies de las islas son vulnerables al enfrentar un mayor riesgo de extinción frente a perturbaciones ambientales y actividades humanas (Ceballos y Brown 1995; MacPhee y Flemming 1999; Triantis et al. 2010). Un caso crítico ocurre en Isla Cozumel, que se distingue por albergar una alta biodiversidad con muchos taxa endémicos como resultado de su aislamiento geográfico; no obstante, varias especies presentan problemas de conservación (CONANP 2016; Cuarón et al. 2019). Entre las 31 especies de vertebrados endémicos registrados en Cozumel (Cuarón 2009), tres son roedores cuya información ecológica no ha sido actualizada en casi dos décadas. Los estudios previos ya sugerían una tendencia decreciente en sus abundancias, lo cual resulta alarmante al considerar que estos organismos evolucionaron en aislamiento y presentan una baja resiliencia frente a factores externos. Estudiar la ecología poblacional y la distribución espacial de la biota de la isla permite identificar patrones de abundancia, áreas críticas de distribución y factores de amenaza; generando así información clave para promover estrategias de conservación y manejo.

El primer reporte científico sobre la presencia de roedores en la isla corresponde a la descripción *Peromyscus cozumelae* (= *Peromyscus leucopus cozumelae*) y *Oryzomys cozumelae* (= *Oryzomys couesi cozumelae*; Merriam 1901). Años después, se desarrolla una expedición científica en la isla de la que resulta la descripción de *Reithrodontomys spectabilis* (Jones y Lawlor 1965). Después, en la década de los años 80 del siglo pasado, tras otra expedición científica en la isla, Engstrom y colaboradores (1989) reportan a *P. leucopus cozumelae* como el roedor más dominante de la isla y, señalan que *O. cozumelae* en realidad se trata de una subespecie de *O. couesi*. El primer reporte oficial para el país, que agrupa a las tres especies en la isla, es la guía de mamíferos de Centro América y el sureste de México (Reid 1997).

Entre los 2001 y 2002, Gutiérrez-Granados (2003) realiza el primer estudio poblacional de los roedores de Cozumel, donde menciona que la nula captura de *Peromyscus leucopus cozumelae* y las bajas densidades de individuos de las otras dos especies, pueden relacionarse con la presión antrópica,

sobre todo por la introducción de especies invasoras. Se continuaron realizando estudios en campo de esta índole hasta el más reciente en 2007, donde Sotomayor-Bonilla (2009) aparte de centrarse en los ecosistemas naturales, también muestreó en zonas urbanas, donde tuvo un elevado número de capturas de *Mus musculus* y *Rattus rattus*, ambos roedores invasores en la isla.

Esta información pone en evidencia que los roedores endémicos de Cozumel presentan poblaciones reducidas y con una limitada distribución espacial que les hace muy vulnerables (Ramírez-Pulido et al. 2014; CONANP 2016; Vázquez-Domínguez et al. 2018), por ello se consideran Amenazadas en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010) y, además, se considera a *R. spectabilis* en Peligro Crítico en la Lista Roja de la UICN (Vázquez-Domínguez et al. 2018). Asimismo, los datos de captura de varios estudios a lo largo de las últimas décadas sugieren un decremento poblacional de estas especies (Gutiérrez-Granados 2003; Fortes-Corona 2004; Fuentes-Montemayor et al. 2009; Sotomayor-Bonilla 2009), e incluso, que *P. leucopus cozumelae* posiblemente podría haberse extinto, pues no se ha capturado ningún ejemplar desde 1984 (A.D. Cuarón et al. datos no publicados; Engstrom et al. 1989; Gutiérrez-Granados 2003; Cuarón 2009; Espindola et al. 2014).

Especies de estudio

A continuación, se describen las características morfológicas, ecológicas y de historia de vida de los ratones endémicos de Isla Cozumel.

***Reithrodontomys spectabilis* Jones y Lawlor, 1965**

Es la única especie de roedor endémico para la isla, y es la especie de mayor tamaño del género *Reithrodontomys* (Jones 1982). Morfológicamente, se caracteriza por ser un ratón de talla pequeña (14-23 g), con pelaje corto, suave y relativamente ralo; con coloración dorsal pardo ocráceo y ocre brillante a los costados, que contrasta con el vientre de color blanco grisáceo. La cola es más larga que la longitud cabeza-cuerpo (hasta 148% en adultos), ligeramente bicolor y con poco pelo. Las orejas son medianas de color café claro con una delgada línea de pelo oscuro; presenta un anillo ocular negro y estrecho; las vibrisas son largas y delgadas. Los tobillos son pardos, la parte superior de las patas es de color blanco o parda en la base de los dedos (Jones y Lawlor 1965; Jones 1982; Reid 1997; **Figura 3**).

Es una especie nocturna y posiblemente con hábitos arborícolas (Reid 1997; Téllez-Girón y Sánchez 2005); se considera que podría tener una dieta generalista como la de algunas especies del mismo género, como *R. fulvescens* o *R. megalotis*, que son principalmente granívoras, aunque también se

alimentan de hojas y tallos de pastos, así como de pequeños insectos (grillos, escarabajos, cucarachas, polillas) y nemátodos (Stancampiano y Caire 1995; Sánchez y Olivia 2005 a, b). Se han capturado individuos en estado reproductivo (hembras con tetillas lactadas, vulvas abiertas o indicios de gestación; y machos con testículos escrotados entre 9.1, 13 y 14 mm de longitud) en los meses de febrero, marzo, agosto y octubre; sin embargo, se presume que pueden reproducirse en cualquier época del año (Fortes-Corona 2004; Téllez-Girón y Sánchez 2005).

Se ha registrado en vegetación secundaria y bordes de selva baja caducifolia (Engstrom et al. 1989; Reid 1997). No obstante, debido a que presenta fobia lunar (Fortes-Corona, 2004), se encuentra más asociado a zonas internas de selvas densas con presencia de enredaderas (Fuentes-Montemayor et al. 2009). Del mismo modo, se considera una especie escasa, cuyas poblaciones muestran una marcada fluctuación temporal; con densidad poblacional estimada en 3.3 individuos/ha (Gutiérrez-Granados 2003; Fortes-Corona, 2004), aunque esto varía mucho espacialmente ya que incluso hay zonas de la isla donde no se le ha registrado (Gutiérrez-Granados 2003; Fortes-Corona, 2004; Fuentes-Montemayor et al. 2009; Vega et al. 2007; García-Aguilar 2010; Sotomayor-Bonilla 2009; Espindola et al. 2014). Además, se conoce que *R. spectabilis* presenta una alta diversidad genética, así como una fuerte estructura poblacional, con al menos cuatro grupos genéticos con una marcada diferenciación alélica y genética entre localidades, manteniendo un flujo genético casi nulo y bajos coeficientes de endogamia. Dichos aspectos que pueden asociarse con la historia de vida de la especie, a sus características ecológicas y sobre todo a la presión antrópica sobre sus ecosistemas naturales (Espindola et al. 2014).

Debido a su distribución restringida, su condición de especie endémica y a la alta diferenciación genética que mantiene dividida a la población en subpoblaciones con bajas densidades, se la considera como una especie amenazada de extinción (SEMARNAT 2010; Vázquez-Domínguez et al. 2018). Su situación actual es crítica, lo que se debe en parte al impacto negativo generado por las especies introducidas (*Boa imperator*, *Leopardus wiedii*, *Leopardus pardalis*, gatos y perros ferales, *Rattus rattus* y *Mus musculus*), y a que no se ha podido recuperar de los estragos ocasionados por los huracanes del 2005 (Vázquez-Domínguez et al. 2018; Cuarón et al. 2019).



Figura 3. Individuo de *Reithrodontomys spectabilis* capturado en un manglar al noroeste de Cozumel (Foto. A. Aguilar-Guerrero).

***Oryzomys couesi cozumelae* Merriam, 1901**

Es un ratón de tamaño mediano (43-82 g), de pelaje grueso y áspero, con una coloración dorsal grisácea-café con manchas negras, que se vuelve más pálido a medida que se acerca a los costados, y que contrasta con el vientre que es de color blanquecino o beige pálido. La cola es del mismo tamaño que la longitud de cabeza-cuerpo, marcadamente bicolor (oscura en la parte dorsal y clara en la ventral), desnuda y escamosa. Los ojos son medianos y el hocico relativamente corto; mientras que las orejas son pequeñas, pegadas a la cabeza y parcialmente cubiertas de pelo. Las patas traseras son largas y fuertes, blancas en la parte superior, presentan mechones de pelos que no se extienden más allá de las uñas (Reid 1997; López-Medellín y Medellín 2005). Se diferencia de otras subespecies de *Oryzomys* del continente en ser un poco más oscura y de mayor tamaño, con un cráneo más grande, nasales más largos, órbitas menos arqueadas y con los dientes más pesados (Sánchez-Cordero 2003; **Figura 4**).

Se trata de una especie nocturna, semiarbórea y parcialmente semiacuática, por lo que es común encontrarla en ambientes inundables como manglares (López-Medellín y Medellín 2005). La especie continental se alimenta de materia vegetal (semillas, frutos y hierbas), insectos (hormigas, escarabajos y orugas), peces pequeños y crustáceos, por lo que se considera una especie omnívora (Reid 1997; López-Medellín y Medellín 2005). Por lo general, establecen sus madrigueras en huecos en la base de árboles y

en arbustos de humedales (López-Medellín y Medellín 2005). Presentan ciclos de vida cortos y es probable que se reproduzcan durante todo el año, teniendo de 5 a 8 crías, las cuales son capaces de reproducirse luego de siete semanas (Reid 1997; López-Medellín y Medellín 2005). Su período de gestación en cautiverio oscila de 24 a 26 días (Parker 1979).

Se le ha registrado en bosque primarios y secundario, en matorral secundario, selva baja caducifolia cerca del océano, selva mediana subcaducifolia, en pastizales o en zonas con alta riqueza de bejucos o enredaderas. Se le considera una especie generalista (Jones y Lawlor 1965; Engstrom et al. 1989). En Cozumel no presenta fobia lunar (Fortes-Corona 2004) y parece ser un poco selectivo en cuanto a hábitat, siendo más común en bosques secundarios influenciados por caminos, situación que puede deberse a que estas áreas mantienen una mayor abundancia de plántulas y tienen una mayor biomasa de semillas que favorecen su alimentación (Engstrom et al. 1989; Gutiérrez-Granados 2003; Fuentes-Montemayor et al. 2009).

Su densidad poblacional es de 14.5-16.5 individuos/ha pero con marcadas variaciones espaciales y temporales (Gutiérrez-Granados 2003; Fortes-Corona, 2004). Se sabe que la subespecie *O. couesi cozumelae* presenta altos niveles de diversidad genética y alélica, incluso superiores a los reportados en la especie continental del sur de México. Se considera que en la isla sus individuos mantienen un elevado intercambio entre sitios, por lo que se estructuran como una única población. Además, se sabe que presenta características genéticas poblacionales estables, sin evidencias de cuellos de botella genéticos, a pesar de verse afectada por diversos factores ambientales como depredadores y competidores exóticos, huracanes, fluctuaciones estacionales de la población y actividades antropogénicas (Vega et al. 2007; García-Aguilar 2010; Espindola et al. 2014).



Figura 4. Individuo de *Oryzomys couesi cozumelae* capturado en un manglar al noroeste de Cozumel (Foto. A. Aguilar-Guerrero).

***Peromyscus leucopus cozumelae* Merriam, 1901**

Es un ratón pequeño (19-28 g), con pelaje corto y suave, de color dorsal gris con matices ocre en los costados, que contrasta claramente con el vientre que es de color blanco con una mancha amarilla en el pecho. Sus orejas son medianas y oscuras, y presenta un anillo ocular estrecho que en ocasiones está ausente. La cola es más corta que el largo de cabeza-cuerpo, bicolor y con escasos pelos. Esta subespecie es similar a *P. yucatanicus*, sin embargo, esta última se diferencia por ser de menor tamaño; además, con respecto a las subespecies de *Peromyscus leucopus* del continente, *P. leucopus cozumelae* es más larga y parda (Reid 1997; Chávez y Espinosa 2005; **Figura 5**).

Al igual que la especie continental, se considera que esta subespecie es principalmente nocturna, con hábitos semiarbóricolas y una dieta omnívora, basada en semillas, insectos y vegetación. Además, presentaría una alta plasticidad ecológica encontrándose en diversos ambientes, principalmente en áreas boscosas donde se centraría la mayor densidad y actividad con relación a matorrales, pastizales bajos y campos de cultivo. Construiría sus nidos en diferentes estratos, ya sea por arriba del nivel del suelo, sobre el suelo, bajo pilas de rocas, en tocones y en árboles caídos o huecos. Las hembras alcanzarían su madurez sexual a los 38 días, su periodo de gestación sería de 23 días y la lactancia se extendería por 14 días más. Tendrían entre 3 a 5 crías por camada y cuidado parental por ambos padres por un periodo de

seis semanas; y aproximadamente entre los 16 a los 25 días de desarrollo, los juveniles explorarían el área alrededor del nido. Las hembras presentarían una tendencia a separarse de la camada después de los 20 a 40 días postparto. Los machos presentarían un mayor rango hogareño a diferencia de las hembras, con diferencias estacionales durante la edad reproductiva. En bosques de encino, se ha detectado que el tiempo de longevidad es de 669 días para hembras y 779 días para machos (Chávez y Espinosa 2005).

Engstrom y colaboradores (1989) reportaron a *P. leucopus cozumelae* como el roedor más abundante de Isla Cozumel, ya que fue capturado en todos los hábitats muestreados. No obstante, en la actualidad no se cuenta con registros desde aquella época, por lo que se piensa que posiblemente se encuentre extinta (Cuarón et al. datos no publicados; Cuarón 2009). Esta situación se atribuye a la introducción de especies, principalmente *Boa imperator*, ya que desde su introducción en 1971, se ha reportado un decrecimiento general en las poblaciones de roedores nativos (Martínez-Morales y Cuarón 1999; Vega et al., 2007; Espindola et al. 2014). Las poblaciones de *P. leucopus* en islas presentan menores niveles de flujo génico y menor diferenciación genética entre subpoblaciones; en comparación con las poblaciones de *Oryzomys couesi* (anteriormente denominado como *O. palustris*) en islas (Loxterman et al. 1998), situación que potencialmente les hace más susceptibles a las alteraciones de sus hábitats naturales.



Figura 5. Dibujo de *Peromyscus leucopus cozumelae* de Marco Antonio Pineda Maldonado/CONABIO, tomado de Boletín de la Academia Mexicana de Ciencias (AMC/028/20), Ciudad de México, 26 de febrero de 2020, liga de acceso: <https://www.comunicacion.amc.edu.mx/comunicados/bajo-amenaza-flora-y-fauna-endemica-de-cozumel>.

Tomando en cuenta estos antecedentes y características de las especies de roedores endémicos de la isla, en este capítulo exploro su situación actual en términos de su ecología poblacional, distribución espacial y persistencia en distintos tipos de hábitat con base en nuevos registros de campo después de un largo periodo sin muestreos en la isla. Con ello se busca generar información útil que permita contribuir a la conservación efectiva de estas especies endémicas y a la toma de decisiones fundamentadas para su manejo. Para ello, se compara 1) el éxito de captura actual con los resultados de estudios previos; se analiza 1) su distribución espacial en diferentes tipos de vegetación y zonas naturales con influencia antrópica por toda la isla; y 2) diferentes características de sus poblaciones en dichos tipos de vegetación.

2. OBJETIVOS

Objetivo general:

Determinar la presencia y la abundancia poblacional de los roedores endémicos en diferentes tipos de vegetación de Isla Cozumel.

Objetivos específicos:

- i. Comparar el éxito de captura de cada especie de roedor endémico obtenidos en el presente trabajo con los resultados de estudios previos.
- ii. Comparar la presencia y abundancia de cada especie de roedor endémico entre diferentes tipos de vegetación.
- iii. Estimar y comparar algunos parámetros poblacionales (abundancia, densidad, tamaño, proporción sexual, estructura de edades, carga ectoparasitaria) de cada especie de roedor endémico entre las diferentes zonas de muestreo y si estos parámetros se ven afectados por la cercanía a zonas antrópicas.

3. HIPÓTESIS

Considerando que los ambientes con mayor complejidad estructural pueden relacionarse con mayor disponibilidad de recursos alimenticios y refugios, se espera tener mayores abundancias y densidades poblacionales de roedores nativos en la selva mediana subcaducifolia y selva baja caducifolia en comparación con el área de manglar.

Así mismo, se espera que la abundancia y la densidad poblacional sea mayor en las zonas naturales que se encuentren más distantes de áreas con influencia antrópica.

4. MÉTODOS

El trabajo de campo se estructuró en tres etapas con la finalidad de responder a los distintos objetivos:

1) Para obtener un panorama general de la situación que han venido atravesando los roedores endémicos de Cozumel, y comparar con los datos actuales, se recopiló la información obtenida de estudios realizados en etapas anteriores del programa de monitoreo de los roedores nativos de Cozumel (Gutiérrez-Granados 2003; Fortes-Corona 2004; Vega et al. 2007; Fuentes-Montemayor et al. 2009; Sotomayor-Bonilla 2009; García-Aguilar 2010; Espindola et al. 2014).

2) Para conocer la distribución espacial de los roedores endémicos, priorizando la cobertura de áreas a escala de paisaje, se establecieron 12 cuadrantes de muestreo distribuidos en diferentes tipos de vegetación y zonas naturales con influencia antrópica por toda la isla. Cada cuadrante se muestreó una vez al mes durante un periodo de cuatro meses consecutivos, desde junio hasta octubre de 2024. Estos datos también se emplearon para establecer una comparación con cuadrantes de trampeo históricos, realizado en etapas anteriores del programa de monitoreo de los roedores nativos de Cozumel (Gutiérrez-Granados 2003; Fortes-Corona 2004; Vega et al. 2007; Fuentes-Montemayor et al. 2009; Sotomayor-Bonilla 2009; García-Aguilar 2010; Espindola et al. 2014).

3) En vista de que durante la primera etapa de muestreo el éxito de captura fue bajo y localizado solo en los manglares del noroeste de la isla, se optó por modificar el diseño de muestreo con el propósito de determinar algunas características poblacionales de estas especies y comparar con sitios de trampeo históricos en el área de CAPA, donde anteriormente se contó con capturas. Para ello, el trabajo se concentró solo en seis cuadrantes de trampeo, tres cuadrantes al noroeste de la isla en áreas de manglar y tres en la parte central de la isla en el área de CAPA, con una cobertura de selva mediana subcaducifolia, mismos que se muestrearon de manera intensiva (dos veces por mes) por tres meses consecutivos (noviembre de 2024 a enero de 2025). Las capturas obtenidas en esta segunda etapa se integraron con los registros previos de los mismos cuadrantes, permitiendo un análisis más detallado de la estructura poblacional.

4.1 Diseño de muestreo

Estimación de la distribución espacial de las especies de roedores nativos

Sobre un mapa de vegetación de Cozumel, se sobrepuso una cuadrícula de celdas de 1 km² de las cuales se seleccionaron 12 celdas para establecer los cuadrantes de trampeo intensivo de los roedores

nativos. Todas tuvieron más del 70% de su superficie con cobertura forestal: cuatro en selva mediana subcaducifolia, cuatro en selva baja caducifolia y cuatro en zonas de manglar. De estos 12 sitios, tres se encontraron a menos de 500 m de áreas con intervención antrópica, tres a una distancia entre 501-1,000 m, las otras tres a una distancia entre 1,001-1,500 m y las restantes a más de 2,000 m (**Figura 6**).

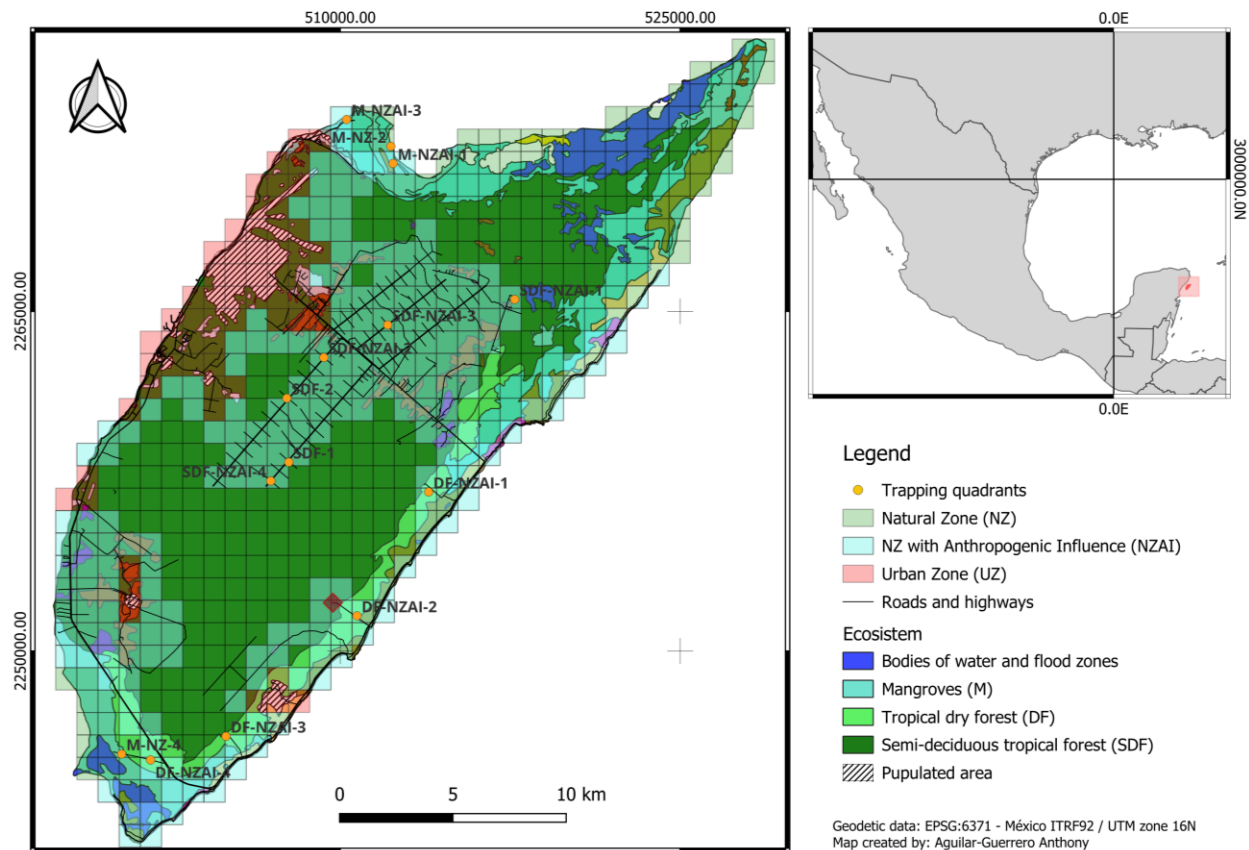


Figura 6. Estaciones de trapeo para roedores silvestres nativos de Isla Cozumel, considerando los tipos de vegetación: M (manglar), DF (selva baja caducifolia), SDF (selva mediana subcaducifolia); el nivel de perturbación: NZ (Zona Natural), NZAI (NZ con Influencia Antrópica), UZ (Zona Urbana); y la distancia de áreas con intervención antrópica: 1 (<500m), 2 (501-1,000m), 3 (1,001-1,500m) 4 (>2,000m).

En cada cuadrante de trapeo se colocó una gradilla con 40 trampas Sherman, dispuestas en cuatro filas de 10 trampas, separadas 10 m entre sí; con excepción del cuadrante M-ZNIA-3, donde, debido a la complejidad estructural del sitio, se establecieron dos líneas de trapeo, separadas entre sí por 10 m con 20 trampas cada una, también separadas por 10 m. Cada trampa fue considerada como una estación de muestreo. El muestreo se realizó durante tres noches consecutivas una vez al mes, permitiendo cubrir simultáneamente tres cuadrantes por jornada. De este modo, en un ciclo aproximado de 15 días se logró

completar el muestreo de los 12 cuadrantes establecidos. El esfuerzo mensual fue de 1,440 trampas/noche, acumulando un total de 5,760 trampas/noche durante los cuatro meses.

Determinación de parámetros poblacionales de las especies de roedores nativos

Para determinar la estructura poblacional y comparar con los datos históricos de sitios donde anteriormente se capturó a las especies, se llevaron a cabo trampeos intensivos en seis cuadrantes de muestreo, tres en el área de manglar al noroeste de la isla (M-ZNIA-1, M-ZN-2 y M-ZNIA-3) y tres cuadrantes en sitios con registros históricos en la selva mediana subcaducifolia (**Figura 6**). De estos seis cuadrantes de muestreo, solo dos, SM-1 y SM-2, no se muestrearon en la etapa anterior.

Para los muestreos en el manglar al noroeste de la isla, se establecieron cuadrantes con 50 estaciones de muestreo en cada uno. Para los cuadrantes M-ZNIA-1 y M-ZN-2 se dispusieron en cinco líneas de trampeo de 10 trampas separadas 10 m, mientras que en M-ZNIA-3 se colocaron dos líneas de trampeo con 25 trampas en cada una. Para los cuadrantes de selva mediana subcaducifolia en CAPA, se replicó la metodología empleada por Gutiérrez-Granado (2003), que consistió en establecer en cada sitio un cuadrante de siete líneas de trampeo con siete estaciones cada una, separadas aproximadamente 8.5 m, iniciando a 10 m a partir del borde del camino. Adicionalmente, se colocó una única trampa en la esquina de ambos caminos, completando un total de 50 estaciones de muestreo en cada cuadrante.

El muestreo se hizo en dos ciclos por mes, trampeando en forma simultánea tres cuadrantes por tres noches consecutivas y después los otros tres cuadrantes, logrando cubrir los seis cuadrantes en aproximadamente siete días. Al término del primer ciclo, se repitió de manera similar el segundo ciclo, con la finalidad de muestrear cada cuadrante en dos periodos el mismo mes. Este monitoreo se replicó tres meses seguidos, por lo que se tuvo un esfuerzo de muestreo mensual de 1,800 trampas/noche y un acumulado total en los tres meses de 5,400 trampas/noche.

Durante toda la fase de campo en ambas etapas de muestreo, las trampas se cebaron con una mezcla de avena y esencia de vainilla, y se revisaron diariamente muy temprano en la mañana.

En el manglar, debido a la susceptibilidad de este ambiente a inundarse, desde el primer muestreo las trampas se colocaron por encima del suelo entre 0.60 y 2.00 metros, en ramas o raíces semejantes a caminos por donde podrían desplazarse los roedores. Las trampas en los cuadrantes de selva mediana subcaducifolia se colocaron dos noches a nivel del suelo y una noche a alturas similares a las colocadas en manglar, con la finalidad de cubrir la mayor cantidad de estratos ocupados por las especies, considerando sus hábitos semiarborícolas (**Figura 7**).

Para identificar las tres especies de roedores nativos, me basé en la información disponible en la literatura sobre cada especie (Jones y Lawlor 1965; Jones 1982; Engstrom et al. 1989; Ceballos 2014). Además, se les tomaron fotografías a los animales capturados, para verificar su correcta identificación a especie con ayuda de los especialistas en roedores que han trabajado en la isla.



Figura 7. Ubicación de las trampas Sherman en los tipos de vegetación de A) manglar y B) selva mediana subcaducifolia.

4.2 Marcaje y recolección de datos de los individuos capturados

A cada individuo capturado se le asignó un código de captura único y se registró en qué cuadrante, estación de trampeo y en qué fecha se capturó; se registraron las medidas morfométricas estándares (peso, longitud total, longitud de la cola, longitud de la pata trasera izquierda y longitud de la oreja izquierda), y se determinó el sexo, estado reproductivo y clase de edad (juvenil, subadulto y adulto).

Adicionalmente, se les marcó con un arete metálico numerado, para permitir su identificación en posteriores recapturas (**Figura 8**). De cada individuo capturado por primera vez, se colectaron muestras biológicas de pelo, tejido y sangre (mediante un pequeño corte en el borde de la oreja o la punta de la cola), así como cuando fue posible, saliva, orina, excretas y frotis vaginales y anales que se usarán en otros proyectos de investigación (sobre todo relacionados con la incidencia de patógenos en roedores). Adicionalmente, se revisó cada individuo para determinar mediante un cepillado fino del pelaje, a contrapelo, si tenía ectoparásitos y colectarlos en viales con etanol al 70%.

Tanto para la manipulación y marcaje de los individuos capturados como para la toma de sus muestras biológicas se siguió el protocolo propuesto por Pereira-Macareo (2021) y recomendaciones de la Sociedad Americana de Mastozoología (ASM por sus siglas en inglés; Sikes 2016). Los trampeos y la toma de muestras biológicas se hicieron al amparo de la licencia de colecta científica modalidad por proyecto de investigación, autorizada por la Dirección General de Vida Silvestre de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) a nombre del Dr. David Valenzuela Galván mediante el oficio **SPARN/DGVS/03176/24**.

Se utilizó en todo momento equipo de bioseguridad y protección (guantes, mascarilla facial y cofia), además de tener al alcance los instrumentos necesarios para disección (pinzas y tijeras), marcaje (aretas metálicos y pinza) y toma de muestras (encendedor, cinta métrica, hisopos de polyester, tubos capilares, sobres de papel glassin, alcohol etílico, reactivos SH y PBS, tubos Eppendorf, caja porta viales, etiquetas y rotulador). Antes de empezar con la manipulación de los roedores, se procuró que el espacio se encontrara limpio y se esterilizaron todos materiales después de utilizarlos en cada individuo para evitar cualquier contaminación de una fuente externa.

Todas las muestras, a excepción del pelo que fue colectado en sobres de papel glassin, se colectaron en tubos Eppendorf; las muestras de tejido se depositaron en etanol al 95%, las de sangre en reactivo PBS, y las de saliva, orina, heces y frotis vaginales y anales se colectaron en reactivo SH. Cada muestra fue etiquetada con el código de captura único para cada individuo, el tipo de muestra, el reactivo y la fecha. Así mismo, las que estaban en un medio líquido quedaron completamente sumergidas en éste, para finalmente, ser trasladadas y almacenadas en un congelador.

Para sexar a los individuos capturados, se diferenciaron los genitales. En machos reproductores, se revisaron los testículos tras elevar la parte anterior del cuerpo del roedor, o al hacer una ligera presión en el abdomen hacia abajo para desplazar los testículos al escroto. En cambio, en hembras reproductoras, se revisaron las tetillas, mismas que son más prominentes y presentan poco pelo alrededor. Para

diferenciar a los individuos juveniles, se revisó la distancia perianal (distancia entre el ano y la papila genital), la cual en machos es casi el doble que en las hembras. Además, la papila genital es por lo general más prominente y con una apertura redondeada (Romero-Almaraz et al. 2007; Herbreteau et al. 2011; Brito 2013; UAEH 2023).

La clase de edad aparente se determinó por las dimensiones corporales; mientras que el estado reproductivo se determinó según el desarrollo físico general (aspecto del pelaje y genitales). En este sentido, para su diferenciación etaria y estado reproductivo se los catalogó en tres clases:

- Juvenil/Cría: Individuos a pocos días de nacidos, con escaso desarrollo del pelaje siendo este más suave y menos denso. Su cráneo, orejas y patas son más grandes en relación con su tamaño corporal. Los machos tienen los testículos abdominales y el saco escrotal no es visible; mientras que las hembras presentan el orificio vaginal cerrado y las tetillas son apenas visibles.
- Subadulto: Individuos en etapa de pubertad, que aún no alcanzan la madurez reproductora. La proporción corporal es más pequeña que un individuo adulto y más grande que la de un juvenil. El pelaje es de color más negruzco u opaco que la tonalidad representativa de la especie. Los machos, por lo general, todavía presentan testículos abdominales o poco escrotados; mientras que en las hembras esta etapa se relaciona con la apertura vaginal y desarrollo de las tetillas.
- Adulto: Individuos completamente desarrollados, pelaje más grueso y áspero con tonos característicos de la especie. Machos con testículos bien desarrollados y descendidos en los sacos escrotales; mientras que las hembras presentan la vagina perforada, las tetillas prominentes (e hinchadas si están amamantando), y también, se puede detectar la presencia o no de embriones.

No obstante, es importante considerar que la inspección minuciosa de la dentición es la característica más indicativa de la etapa de desarrollo de un roedor; en particular el crecimiento del tercer molar mandibular (m3), pero solo puede realizarse con un cráneo perfectamente limpio. Este criterio es útil ya que permite dividir en al menos tres etapas (Romero-Almaraz et al. 2007; Herbreteau et al. 2011; Brito 2013; UAEH 2023). Tras todo lo anterior, cada individuo procesado fue liberado en la respectiva estación de captura.

Todos los datos de cada individuo capturado (o recapturado), incluyendo en detalle las muestras colectadas de cada uno, se registraron en campo en un formato de papel ad hoc, para posteriormente pasar esa información a una base de datos en Microsoft Excel. Las muestras de pelo y tejidos se

depositarán en la Colección de Mamíferos del Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación (CMC) de la UAEM. Las muestras de sangre, saliva, orina, heces, frotis vaginales y anales, y ectoparásitos se depositarán en el laboratorio del Departamento de Ecología Humana del Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV), Unidad Mérida.



Figura 8. Marcaje para roedores endémicos. Individuo de *O. couesi cozumelae* marcado con un arete metálico. Además, se puede visualizar una pequeña porción hueca en la parte posterior lateral del pelaje, debido a la muestra de pelo que se colectó (Foto. A. Aguilar-Guerrero).

4.3 Análisis de datos

La información sobre la distribución espacial de los roedores nativos se basó en los resultados de las capturas en los cuadrantes de trapeo establecidos en la primera etapa de los muestreos descrita anteriormente. Para comparar con los cuadrantes de trapeo histórico, se añadieron los resultados de la segunda etapa de muestreo.

Para cada especie se calculó el éxito de captura estandarizado a 1,000 trampas/noche. Para dimensionar la representatividad del esfuerzo de muestreo sobre el tamaño poblacional detectado en los roedores endémicos, se calculó la proporción de recapturas obtenida para cada especie, donde se dividió el total de recapturas entre el número total de capturas (capturas iniciales + recapturas). Una proporción alta de recapturas puede interpretarse como un indicio de que una fracción considerable de la población fue censada, mientras que valores bajos reflejan ya sea una baja abundancia poblacional, una menor detectabilidad de la especie o una insuficiencia relativa del esfuerzo de captura.

Para determinar si existen diferencias significativas en la proporción de capturas y recapturas entre las especies, se construyó una tabla de contingencia y se aplicó una prueba de Chi-cuadrada de

independencia con simulación de valores p (10,000 repeticiones) para corregir los posibles sesgos asociados a tamaños muestrales pequeños o distribuciones desiguales de frecuencias.

Para estimar la densidad poblacional se empleó el método de Krebs (1966), que consiste en contar el Número Mínimo de Individuos Vivos (NMIV). Para evitar la sobreestimación de este valor, se calculó el área efectiva de muestreo (AEM) empleando el método de franja fronteriza (boundary strip, Krebs 1999), el cual consiste en añadir una franja alrededor del área de trampeo, cuyo ancho corresponde a la mitad del radio de la distancia máxima de movimiento de los roedores capturados en dicha área. Esta distancia máxima de movimiento es el promedio de las distancias de cada individuo que haya sido capturado más de dos veces en el cuadrante. Para obtener la densidad poblacional de cada especie, se dividió el NMIV entre el área efectiva en cada cuadrante de trampeo, y se promediaron las densidades de todos los cuadrantes para generar una estimación representativa de la densidad poblacional en toda la zona de estudio (densidad de individuos por hectárea).

También se analizó la proporción sexual y las características morfométricas respecto a las capturas de cada especie de roedor nativo. Para determinar la proporción de capturas por sexo, primero se eliminaron las recapturas e individuos no marcados, considerando únicamente los ejemplares identificados como machos o hembras. Posterior a ello, se calculó la proporción de individuos por sexo de cada especie y se aplicó una prueba de Chi-cuadrada para determinar si la proporción sexual difería significativamente de una razón esperada 1:1.

Para evaluar las diferencias morfométricas entre sexos, se consideraron sólo los individuos adultos capturados por primera vez, dado que presentan valores consolidados en los parámetros anatómicos. Se analizaron tres variables: peso, longitud cabeza-cuerpo (CC) y longitud de cola (LC), excluyendo aquellos individuos con datos faltantes. Se verificaron los supuestos de normalidad mediante la prueba de Shapiro-Wilk y de homogeneidad de varianzas mediante la prueba de Levene, y se realizaron pruebas t de Student independientes. Cuando alguna especie o variable presentó un número insuficiente de registros, no se aplicaron dichas pruebas y solo se reportaron las características del grupo. También se analizaron las proporciones de captura por clase de edad y la presencia de ectoparásitos en cada especie.

Se evaluó si la proporción de recaptura, la estructura poblacional (proporción sexual y proporción etaria) y las características morfométricas de cada especie diferían entre zonas con diferente grado de intervención antrópica. Para analizar la independencia entre capturas y recapturas en cada cuadrante, se realizaron pruebas de Chi-cuadrada o la prueba exacta de Fisher ya que no requiere frecuencias mínimas. Así mismo, se calculó la proporción por sexo de cada especie y se probaron diferencias entre cuadrantes

con la prueba exacta de Fisher y se verificó la proporción de individuos capturados según la clase de edad en cada cuadrante. Se analizaron diferencias morfométricas de tres variables (peso, CC y LC) respecto al sexo en cada cuadrante, asegurando normalidad y homogeneidad de varianzas de manera independiente para machos y hembras en cada cuadrante. Cuando las variables cumplieron ambos supuestos, se empleó un análisis de varianza de una vía (ANOVA); en caso contrario, se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Aquellas con diferencias significativas se compararon post-hoc mediante las pruebas de Tukey (para ANOVA) o Dunn (para Kruskal-Wallis) con ajuste de valor p por Bonferroni, utilizando un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$.

Finalmente, para concluir los análisis contemplando las distancias a áreas con intervención antrópica, se determinó la proporción de ectoparásitos y se corroboró si la distancia influyó en la presencia de parásitos mediante la prueba exacta de Fisher (frecuencias esperadas fueron < 5), a fin de garantizar la validez estadística de los resultados. Todos los análisis se ejecutaron en el programa R Studio (R Core Team 2024).

5. RESULTADOS

5.1 Éxito de captura

Con el trabajo de campo de junio de 2024 a enero de 2025 se obtuvo un esfuerzo de muestreo total de 11,160 trampas/noche, donde se consiguieron 66 capturas de dos especies: *Oryzomys couesi cozumelae* (56 capturas; 84.8%) y *Reithrodontomys spectabilis* (10 capturas; 15.2%). El éxito de muestreo total para las especies encontradas fue de 5.0% y 0.9% respectivamente. No se tuvo ninguna captura de *Peromyscus leucopus cozumelae* (**Cuadro 1**).

Cuadro 1. Comparación del éxito de captura del presente trabajo con estudios previos.

Capturas únicas, capturas totales (con recapturas, valor después del guion) y éxito de captura (valor dentro del paréntesis, expresado en número de capturas únicas por 1,000 trampas/noche) de las tres especies de roedores nativos de Isla Cozumel.

Años de muestreo	Esfuerzo de muestreo	<i>R. spectabilis</i>	<i>O. c. cozumelae</i>	<i>P. l. cozumelae</i>	Referencia
2001-2002	16,794	5 - 6; (0.30)	122 - 363; (7.26)	0	Gutiérrez-Granados 2003
2002-2003	18,879	25 - 50; (1.32)	132 - 393; (6.99)	0	Fortes-Corona 2004
2004-2006	16,885	99; (5.86)	66; (3.90)	0	Fuentes-Montemayor et al. 2009
2005-2007	-	0	85	0	García-Aguilar 2010
2007-2007	7,739	0	104 - 16; (13.43)	0	Sotomayor-Bonilla 2009
2024-2025	11,160	10 - 9; (0.9)	56 - 162 (5.02)	0	Este estudio

5.2 Distribución espacial

En esta etapa se acumuló un esfuerzo de muestreo de 5,760 trampas/noche, resultando en un total de 26 capturas. No obstante, para comparar con los cuadrantes históricos (SM-ZNIA-3, SM-1 y SM-2) donde anteriormente se había capturado a los roedores (**Figura 9**), también se consideraron los datos de la segunda etapa de muestreo; a pesar de que no se capturó a ninguna especie en dichas zonas. En este sentido se analizó a los 66 individuos de roedores nativos capturados con un esfuerzo de muestreo acumulado de 11,160 trampas/noche. Todas las capturas se registraron solamente en los cuadrantes de trampeo ubicados en el manglar camino a Isla de la Pasión, al noroeste de la isla, correspondientes a los cuadrantes M-ZNIA-1, M-ZN-2 y M-ZNIA-3 (**Cuadro 2; Figura 9**).

Cuadro 2. Descripción de la ubicación, número de capturas, recapturas y esfuerzo de muestreo acumulado en cada cuadrante (junio 2024 a enero 2025).

Cuadrantes	Tipos de vegetación	Ubicación	N° capturas	N° Recapturas	Esfuerzo acumulado
M-ZNIA-1	Manglar	Camino a Isla de la Pasión - noroeste	31	46	1,380
M-ZN-2	Manglar	Camino a Isla de la Pasión - noroeste	21	45	1,380
M-ZNIA-3	Manglar	Camino a Isla de la Pasión - noroeste	14	24	1,380
M-ZN-4	Manglar	Camino trasero Punta Sur - sureste	0	0	480
SB-ZNIA-1	Selva baja caducifolia	Entrada Rancho Tres Potrillos - oeste	0	0	480
SB-ZNIA-2	Selva baja caducifolia	PASA – Relleno Sanitario - oeste	0	0	480
SB-ZNIA-3	Selva baja caducifolia	Camino trasero Punta Sur - suroeste	0	0	480
SB-ZNIA-4	Selva baja caducifolia	Campo de Tiro – suroeste	0	0	480
SM-ZNIA-1	Selva mediana subcaducifolia	Villa Maya - noreste	0	0	480
SM-ZNIA-2	Selva mediana subcaducifolia	CAPA-Sur – Eje 5 - centro	0	0	480
SM-ZNIA-3	Selva mediana subcaducifolia	CAPA-Norte – Eje 2 - centro	0	0	1,380
SM-ZNIA-4	Selva mediana subcaducifolia	CAPA-Sur – Eje 4 - centro	0	0	480
SM-1	Selva mediana subcaducifolia	CAPA-Sur – Eje 4 - centro	0	0	900
SM-2	Selva mediana subcaducifolia	CAPA-Sur – Eje 5 - centro	0	0	900
Total			66	115	11,160

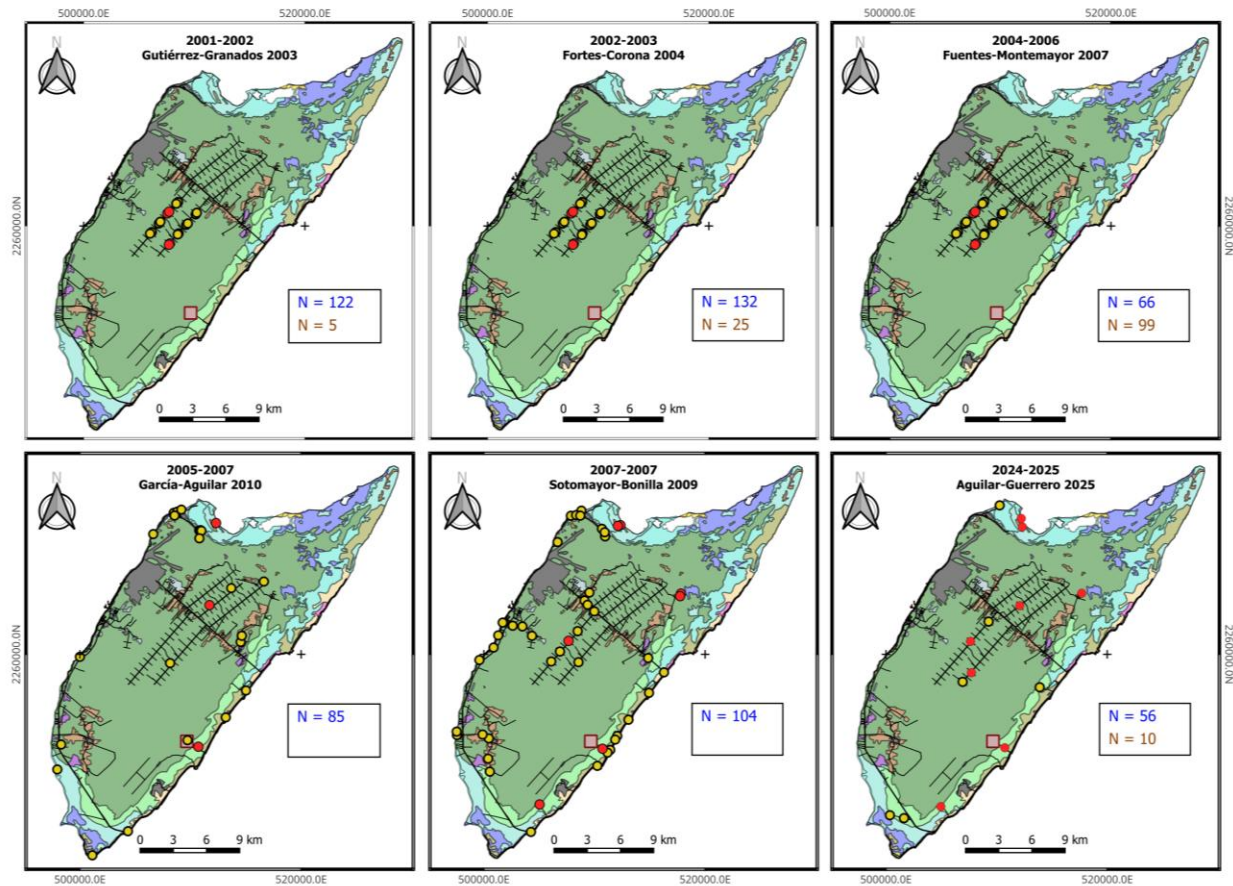


Figura 9. Comparación espacial entre los cuadrantes de trampeo históricos y los realizados en el presente estudio en Isla Cozumel. Los puntos en color rojo indican los cuadrantes históricos que se solapan con los cuadrantes muestreados en esta investigación, mientras que los puntos en amarillo representan cuadrantes adicionales. Los valores de N, mostrados en color azul, corresponden al número total de capturas de *Oryzomys couesi cozumelae*, y los de color café representan las capturas de *Reithrodontomys spectabilis*. El cuadro de color beige con margen rojo, indica el relleno sanitario.

5.3 Parámetros poblacionales

En la segunda etapa se acumuló un esfuerzo de muestreo de 5,400 trampas/noche, reflejado en la captura de 40 individuos de roedores nativos de Cozumel y 99 recapturas. No obstante, ya que todas las capturas se centraron en los mismos cuadrantes de la primera etapa de muestreo, se añadieron los datos de las capturas de dicha etapa, por lo que se trabajó con un total de 66 capturas y 115 recapturas.

Oryzomys couesi cozumelae fue la especie con el mayor número de capturas ($n = 56$; recapturas = 106), mostrando una proporción de recaptura de 0.65. Esto sugiere que gran parte de la población en el área de estudio fue censada. En cambio, para *Reithrodontomys spectabilis* solamente se logró 10 capturas

con 9 recapturas, por lo que la proporción de recaptura fue de 0.47. Los resultados de la prueba de Chi-cuadrada no mostró diferencias significativas en la distribución de capturas y recapturas entre especies ($\chi^2 = 2.3951$; $p = 0.1353$), lo que indica que la frecuencia de recaptura no difirió estadísticamente entre ambas poblaciones.

Densidad Poblacional

Para evitar una sobreestimación del Número Mínimo de Individuos Vivos (NMIV), se excluyeron 31 registros correspondientes a individuos recapturados sin identificación (pérdida del arete metálico), por lo que se trabajó solamente con los 84 datos de recapturas. Además, para obtener el resultado de la densidad poblacional general para toda la zona de manglar donde se obtuvieron capturas, primero se analizó de manera independiente cada cuadrante y luego se promediaron los valores obtenidos. Con ello, se estimó que la distancia de movimiento máximo promedio para *O. couesi cozumelae* fue de 50.04 m. (D.E. = 14.40 m) y de 48.50 m. (D.E. = 47.98 m) para *R. spectabilis*. Y se estimó como área efectiva de muestreo promedio una superficie de 14,604.11 m² (D.E. = 5,315.17 m²) para *O. couesi cozumelae* y de 17,229.82 m² (D.E. = 16,513.58 m²) para *R. spectabilis*. La densidad poblacional promedio estimada para *O. couesi cozumelae* fue de 15.51 (± 11.59) ind/ha y de 5.13 (± 5.50) ind/ha para *R. spectabilis*.

Proporción de sexo y medidas morfométricas

Oryzomys couesi cozumelae

Se trabajó con los datos de 54 individuos sexados, 64.8% ($n = 35$) machos y 35.2% ($n = 19$) hembras, la proporción sexual fue de 1.84 machos por cada hembra, diferencia estadísticamente significativa respecto a la proporción esperada 1:1 ($\chi^2 = 4.74$, $gl = 1$, $p = 0.03$). Del total de capturas 33 fueron adultos (8 hembras y 25 machos) los cuales presentaron un peso promedio de 54.60 ± 8.48 g. (media $\pm$ D.E.), una longitud de la cabeza-cuerpo (CC) de 119.09 ± 10.91 mm y un largo de la cola (LC) de 144.76 ± 11.24 mm. La prueba de Shapiro-Wilk indicó que las distribuciones de peso y la longitud de CC fueron normales tanto en hembras como en machos ($p > 0.05$), mientras que la LC presentó una desviación de la normalidad en hembras ($p = 0.04$). Sin embargo, las pruebas de Levene demostraron homogeneidad de varianzas para las tres variables analizadas (Peso: $p > 0.47$; CC: $p = 0.63$, LC: $p = 0.69$).

Las hembras presentaron un peso medio de 50.61 g (D.E. = 7.17), con una CC media de 111 mm (D.E. = 11.54) y una LC media de 137.50 mm (D.E. = 11.15). En comparación, los machos tuvieron un peso medio superior de 55.92 g (D.E. = 8.60), una CC media de 121.68 mm (D.E. = 9.55) y una LC media

de 147.08 mm (D.E. = 10.45) (**Figura 10**). Sólo la longitud de CC fue significativamente diferente, siendo los machos más grandes que las hembras ($t = -2.37$, $p = 0.04$).

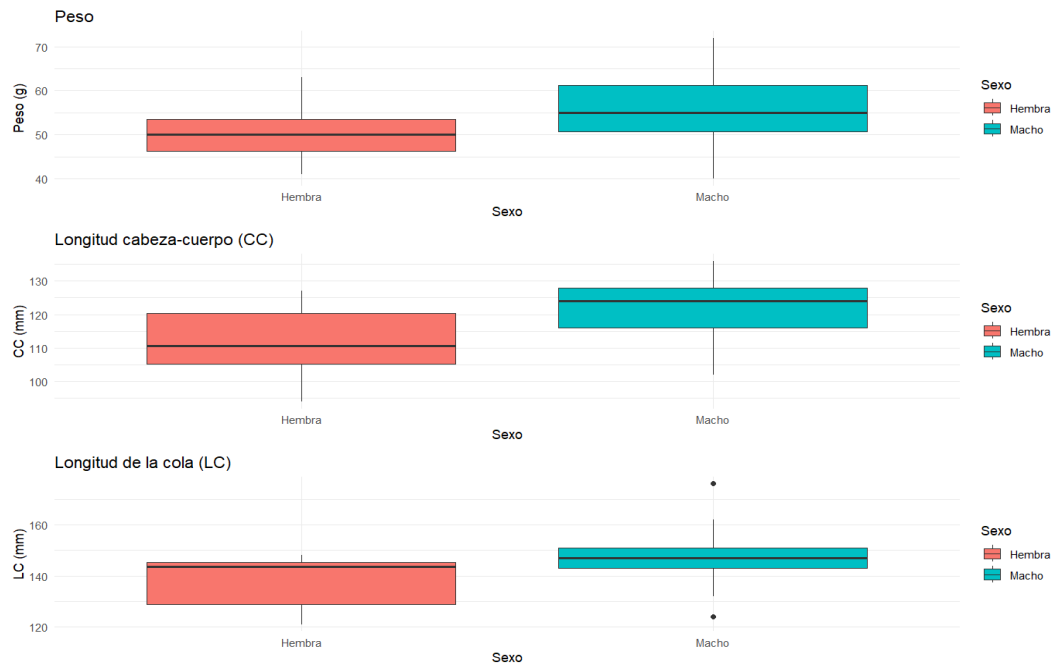


Figura 10. Diferencia del peso, la longitud cabeza-cuerpo y el largo de la cola de *Oryzomys couesi cozumelae* según el sexo.

Reithrodontomys spectabilis

Se capturaron 5 machos y 4 hembras, con una proporción sexual fue de 1.25 machos por cada hembra que no varió significativamente ($\chi^2 = 0.111$, $gl = 1$, $p = 0.739$). Debido a que solamente se capturó a un individuo adulto (peso de 28 g., una longitud de la cabeza-cuerpo (CC) de 99 mm y una longitud de la cola (LC) de 131 mm), que era macho, no fue posible realizar las comparaciones de las medidas morfométricas respecto al sexo.

Estructura de edades

Para estos análisis se consideró solamente la clase de edad en la que fueron capturados los individuos por primera vez. Para *O. couesi cozumelae* los adultos (A) fueron el grupo más abundante con 36 individuos marcados, seguido por los juveniles (J) con 13 y los subadultos (SA) con solo 7 marcados. La proporción de edades fue de 0.64 A: 0.23 J: 0.13 SA.

Para *R. spectabilis* se capturó 1 adulto, 6 juveniles y 2 subadultos, con proporción de edades de 0.11 A: 0.67 J: 0.22 SA.

Carga ectoparasitaria

Para *O. couesi cozumelae*, 18 individuos capturados y 3 recapturados presentaron ectoparásitos, lo que corresponde a una presencia del 37.5%. Los tres individuos recapturados no presentaron ectoparásitos cuando se capturaron por primera vez.

En *R. spectabilis* solo un individuo capturado por primera vez tuvo ectoparásitos (presencia 10%).

Variación de los parámetros poblacionales y morfométricos con la distancia a áreas con intervención antrópica

Esta evaluación se realizó exclusivamente en el área de manglar del noroeste de la isla. Para ello, los cuadrantes donde se registraron capturas se interpretaron como categorías espaciales representativas de un gradiente de distancia a áreas con intervención antrópica, agrupados en tres categorías: <500 m (M-ZNIA-1), 501–1,000 m (M-ZN-2) y 1,001–1,500 m (M-ZNIA-3). Este enfoque permitió analizar si algunas variables poblacionales y morfométricas varían con la distancia a espacios antropizados.

El mayor número absoluto de capturas de ambas especies se concentró en la distancia <500 m (31 capturas y 46 recapturas), lo que representó una proporción de recapturas del 59.7%. Sin embargo, las mayores proporciones de recaptura se observaron a mayores distancias. En el intervalo de 501–1,000 m se contabilizaron 21 capturas y 45 recapturas, reflejando una proporción de recapturas de 68.2%; mientras que entre los 1,001–1,500 m se registraron 14 capturas y 24 recapturas, equivalentes a una proporción del 63.2%.

Al desglosar los resultados por especie, *O. couesi cozumelae* presentó el mayor porcentaje de recaptura en la distancia intermedia, con valores de 60.6% (<500 m), 72.6% (501–1,000 m) y 61.8% (1,001–1,500 m). En el sitio más cercano (<500 m) se documentaron cinco capturas y seis recapturas, con una proporción del 54.5%, sin recapturas entre los 501–1,000 m y sólo una captura y tres recapturas entre los 1,001–1,500 m, lo que generó una proporción elevada (75%) que debe interpretarse con cautela debido al bajo tamaño muestral. La evaluación de la independencia entre capturas y recapturas en función de la distancia a áreas con intervención antrópica no mostró diferencias estadísticamente significativas en ninguna de las especies (*O. couesi cozumelae*, $\chi^2 = 2.28$, $gl = 2$, $p = 0.32$ entre las tres distancias; *R. spectabilis*, $p = 0.12$).

Respecto a la proporción sexual, *O. couesi cozumelae* presentó sesgo a machos en todas las distancias evaluadas, con relaciones macho:hembra de 1.78:1 (<500 m), 1.67:1 (501–1,000 m) y 2.25:1 (1,001–1,500 m). En cambio, en *R. spectabilis* la proporción sexual fue variable, registrándose una

proporción equilibrada (1:1) a <500 m, una relación de 3:1 entre los 501–1,000 m y únicamente una hembra en la distancia más alejada. No hubo diferencias significativas respecto al equilibrio sexual en ninguna de las especies ($p > 0.05$).

El análisis de las diferencias en variables morfométricas (peso, longitud cabeza-cuerpo y longitud de la cola) con relación a la distancia a áreas con intervención antrópica se realizó únicamente para *O. couesi cozumelae*. En ningún caso se detectaron diferencias estadísticamente significativas en las variables analizadas, entre sitios con diferente distancia a zonas antropizadas, tanto en machos como en hembras (**Cuadro 3**).

Cuadro 3. Análisis estadístico de *Oryzomys couesi cozumelae* para determinar diferencias significativas entre las variables morfométricas de peso, longitud cabeza-cuerpo (CC) y longitud de la cola (LC) respecto al sexo, considerando la distancia a áreas de intervención antrópica (< 500; 501–1,000; 1,001–1,500).

Sexo	Var.	Normalidad (Shapiro-Wilk)			Homogeneidad	Prueba	Estadístico	Valor p	Interpretación
		< 500	501–1,000	1,001–1,500					
Machos	Peso	$p = 0.24$	$p = 0.43$	$p = 0.52$	$p = 0.09$	ANOVA	$F = 1.03$	0.38	No hay diferencias
	CC	$p = 0.30$	$p = 0.30$	$p = 0.59$	$p = 0.19$	ANOVA	$F = 0.83$	0.45	No hay diferencias
	LC	$p = 0.44$	$p = 0.03$	$p = 0.73$	$p = 0.95$	Kruskal-Wallis	$\chi^2 = 1.24$	0.54	No hay diferencias
Hembras	Peso	$p = 0$	$p = 0.28$	d/i	$p = 0.76$	Kruskal-Wallis	$\chi^2 = 0.70$	0.70	No hay diferencias
	CC	$p = 0.71$	$p = 0.12$	d/i	$p = 0.33$	ANOVA	$F = 0.97$	0.44	No hay diferencias
	LC	$p = 0.22$	$p = 0.20$	d/i	$p = 0.99$	ANOVA	$F = 0.03$	0.97	No hay diferencias

d/i: datos insuficientes.

En cuanto a la estructura etaria, la población de *O. couesi cozumelae* estuvo conformada principalmente por individuos adultos en las tres distancias evaluadas, representando el 52% (<500 m), 69% (501–1,000 m) y 77% (1,001–1,500 m) de la proporción de capturas. En contraste, *R. spectabilis* presentó una mayor proporción de juveniles en todas las distancias, alcanzando el 75% de las capturas a <500 m y el 100% entre los 1,001–1,500 m; seguido de una representación muy limitada de subadultos y un único adulto (**Cuadro 4**).

Cuadro 4. Síntesis descriptiva de la estructura social y las características morfométricas de ambas especies según la distancia a áreas con influencia antrópica (M-ZNIA-1: < 500 m; M-ZN-2: 501-1,000 m; M-ZNIA-3: 1,001-1,500 m).

Abreviatura de términos. CC: longitud cabeza cuerpo; LC: longitud de la cola; D.E.: Desviación Estándar.

	<i>O. couesi cozumelae</i>			<i>R. spectabilis</i>		
Cuadrante	M-ZNIA-1	M-ZN-2	M-ZNIA-3	M-ZNIA-1	M-ZN-2	M-ZNIA-3
Total de capturas	66	62	34	11	4	4
Capturas	26	17	13	5	4	1
Recapturas	40	45	21	6	0	3
Machos	16	10	9	2	3	0
Hembras	9	6	4	2	1	1
Adultos	13	11	10	0	1	0
Subadultos	3	3	1	1	1	0
Juveniles	9	2	2	3	2	1
Capturas parasitadas	8	5	5	0	0	1
Recapturas parasitadas	1	1	1	0	0	0
Peso Medio	56.25	56	51.2	NA	28	NA
Peso (D.E.)	6.02	11.41	7.38	NA	NA	NA
CC Medio	122.54	117.7	116	NA	99	NA
CC (D.E.)	8.18	14.09	10.28	NA	NA	NA
LC Medio	143.54	148.2	142.9	NA	131	NA
LC (D.E.)	11.29	13.72	8.50	NA	NA	NA

Finalmente, la presencia de ectoparásitos fue poco frecuente en ambas especies y no mostró diferencias significativas en función de la distancia a áreas con intervención antrópica. En *O. couesi cozumelae*, la proporción de individuos parasitados fue del 30.8% (<500 m), 29.4% (501–1,000 m) y 38.5% (1,001–1,500 m), registrándose una sola recaptura con ectoparásitos en cada distancia. En *R. spectabilis* se detectó solamente un individuo con ectoparásitos en la distancia más alejada (**Cuadro 4**). La distancia a áreas con influencia antrópica no tuvo un efecto estadísticamente significativo en ninguna de las especies.

6. DISCUSIÓN

La comunidad de roedores endémicos de Cozumel está compuesta por tres especies: *Reithrodontomys spectabilis*, *Oryzomys couesi cozumelae* y *Peromyscus leucopus cozumelae*. No obstante, a pesar de haber muestreado en diferentes ambientes distribuidos en toda la isla, las capturas se concentraron solo en tres de los 14 cuadrantes, localizándose exclusivamente en el manglar del noroeste de la isla. Estos resultados son inquietantes, ya que difieren de los reportes históricos (**Cuadro 1**), pues indican que a pesar del gran esfuerzo de muestreo las poblaciones de los roedores endémicos presentan

abundancias menores, e incluso parecen no estar presentes ya en varios sitios, incluso en cuadrantes que coincidieron espacialmente con sitios históricos de registro (**Figura 6**).

Con base en muestreos de 1984, se había considerado que *P. leucopus cozumelae* era el roedor más abundante de la isla estando presente en todos los ecosistemas (Engstrom et al. 1989); aun así, en los estudios recientes, no se han tenido capturas (Gutiérrez-Granados 2003; Fortes-Corona 2004; Fuentes-Montemayor et al. 2009; Sotomayor-Bonilla 2009; García-Aguilar 2010; este estudio), con lo que se acumulan ya 42 años en los que no se tiene un solo registro de la especie. Esto reafirma la hipótesis de que posiblemente sea la primera especie de roedor extinto en Cozumel (Cuarón 2009).

Esta tendencia negativa al parecer podría ocurrir para todas las especies en la selva mediana subcaducifolia, particularmente en el área de CAPA, donde estudios previos registraron abundancias considerables durante el periodo del 2001 al 2006 (Gutiérrez-Granados 2003; Fortes-Corona 2004; Fuentes-Montemayor et al. 2009; Espindola et al. 2014; **Cuadro 1**). Sin embargo, en el presente estudio, no se obtuvieron registros de ninguna especie, a pesar de compartir cuadrantes de trampeo históricos (**Figura 6**) y replicar la misma metodología.

En contraste, los registros actuales se restringen a los manglares del noroeste de la isla, lo que sugiere que quizá este hábitat les ofrece condiciones más favorables para su supervivencia. Previamente, Sotomayor-Bonilla (2009) y García-Aguilar (2010) ya habían reportado capturas únicamente de *O. couesi cozumelae* en esta zona (26 y 7 individuos; respectivamente), específicamente en cuadrantes de trampeo ubicados a menos de 500 metros de los cuadrantes de actuales (M-ZNIA-1 y M-ZN-2; **Figura 6**), indicando la permanencia de esta especie en este tipo de vegetación. Estos ambientes se caracterizan por su alta productividad y diversidad de recursos, proveyendo numerosas funciones y servicios ecosistémicos, como alimentación y refugio de fauna (Kathiresan y Bingham 2001; Granek y Ruttenberg 2007), por lo que puede ser más favorable para *O. couesi cozumelae*. Esto, debido a que puede compartir rasgos con la especie continental que se caracteriza por ser generalista, mostrando una notable capacidad de adaptación a diversos entornos, incluyendo ecosistemas inundables (Chablé-Santos y Sosa-Escalante 2010; Rodríguez-Macedo 2016). Además, tiene buena capacidad de nado y un pelaje impermeable, lo que le permite mantener su temperatura corporal por mayor tiempo (Esher et al. 1978; Reid 1997) y sus adaptaciones para la actividad arborícola pueden facilitar que encuentre alimento y refugio aun cuando el régimen de inundación de los manglares sea frecuente (Bonoff y Janzen 1980).

En el caso de *R. spectabilis*, aunque se encuentra principalmente asociado a zonas internas de selvas densas y secas (Fortes-Corona 2004; Fuentes-Montemayor et al. 2009; Espindola et al. 2014),

también se le ha reportado en manglares, tanto en áreas abiertas como cerradas. Una situación similar se observa en *Reithrodontomys gracilis*, que, a pesar de su preferencia por ambientes secos, ha sido reportada en diversos hábitats con vegetación inundable, incluyendo zonas de transición entre manglar y duna costera (Chablé-Santos y Sosa-Escalante 2010; Rodríguez-Macedo 2016).

En términos poblacionales, los resultados obtenidos apuntan a un declive poblacional marcado de los roedores endémicos. En la selva mediana subcaducifolia, durante el periodo 2002–2003, Fortes-Corona (2004) reportó densidades de 14.5 ± 2.35 ind/ha para *O. couesi cozumelae* y 3.3 ± 1.9 ind/ha para *R. spectabilis*, estimadas en áreas efectivas de muestreo (AEM) de 11,374 m² y 9,467 m², respectivamente; sin embargo, 21 años después, estas densidades se redujeron a valores no detectables. Este escenario sugiere una reducción abrupta de las poblaciones o incluso una posible extirpación local de ambas especies en esta zona. Cabe destacar que, desde entonces, ya se había señalado que estos roedores presentan fluctuaciones temporales y espaciales en sus densidades poblacionales, condición que incrementa su vulnerabilidad ante posibles eventos de extinción local y los hace particularmente susceptibles a perturbaciones de gran magnitud, como los huracanes, eventos recurrentes en la isla.

En contraste, en los manglares del noroeste, Sotomayor-Bonilla (2009) sólo registró a *O. couesi cozumelae*; por lo que para garantizar la comparabilidad entre ambos estudios, se estandarizaron los datos de dicho autor mediante el cálculo del AEM aplicando un buffer de 25.02 m (derivado de la distancia máxima media recorrida obtenida de este trabajo). Bajo este ajuste metodológico, se obtuvo una densidad previa estimada de 11.52 ± 9.25 ind/ha (valor basado en un AEM de $12,282.32 \pm 2,497.05$ m²), valor inferior al reportado en este estudio, de 15.51 ± 11.59 ind/ha (AEM de $14,604.11 \pm 5,315.17$ m²). Esta diferencia sugiere que la población de esta especie se ha mantenido estable o ha experimentado un ligero incremento; sin embargo, este resultado debe interpretarse con cautela debido a las variaciones en el diseño de muestreo original y a que la estandarización asume una movilidad histórica similar a la actual.

Este ligero incremento, puede haberse derivado a la posible extinción de *P. leucopus cozumelae*, cuya ausencia probablemente pudo favorecer un aumento poblacional en *O. couesi cozumelae*, quizá debido a la reducción en la competencia por recursos alimenticios, como lo sugirió Gutiérrez-Granados (2003).

Adicionalmente, en esta zona, Sotomayor-Bonilla (2009) reportó una proporción sexual en *O. couesi cozumelae* sesgada hacia los machos (1.36:1) pero que no fue significativa ($\chi^2 = 0.62$, $gl = 1$, $p = 0.43$). No obstante, en el presente estudio la proporción sexual fue de 1.8 M:1 H, pero el dicho valor resultó estadísticamente significativo ($\chi^2 = 4.74$, $gl = 1$, $p = 0.03$), por lo que señala un incremento en la proporción

de machos capturados que casi duplica la de hembras. Se sabe que, para ciertas especies, los factores ambientales y estacionales pueden influir en las proporciones de sexos. Se ha demostrado en *Microtus arvalis* que sus proporciones varían estacionalmente, reflejando una mayor proporción de machos durante ciertas épocas del año, por lo que la supervivencia diferencial resulta ser una propiedad importante en la dinámica poblacional de esta especie (Bryja et al 2005).

Asimismo, Terman y Sassaman (1967) reportaron para especies del género *Peromyscus* proporciones sexuales sesgadas a los machos, aunque eso podría deberse al comportamiento más activo y territorial que presentan los individuos machos, evidenciándose en una mayor movilidad y, en consecuencia, a una mayor exposición. En el caso de *O. couesi cozumelae*, se ha reportado un uso diferencial del microhábitat entre sexos. Los machos se establecen zonas más alejadas a los bordes, mientras que las hembras prefieren zonas más cercanas a áreas abiertas, probablemente por ser un hábitat más productivo, permitiendo que las crías tengan acceso a una mejor calidad de recursos (Fuentes-Montemayor et al. 2009).

Referente a la estructura etaria, *O. couesi cozumelae* mostró rasgos consistentes con una población madura, con una baja mortalidad de adultos y una posible reproducción continua, siendo esto característico en especies generalistas con alta tolerancia ecológica (MacArthur y Wilson 1967; Courchamp et al. 2008; Albaladejo-Robles 2023). Fortes-Corona (2004) reportó para esta especie una actividad reproductiva todo el año. Esta estabilidad demográfica ha favorecido a que esta subespecie mantenga altos niveles de diversidad genética y estructuración poblacional en la isla, lo que ha contribuido a mantener números poblacionales altos, al reducir el riesgo de endogamia y deriva génica (Vega et al. 2007; García-Aguilar 2010; Espindola et al. 2014).

No obstante, pese a su relativa estabilidad demográfica, la mayor densidad poblacional de *O. couesi cozumelae* puede aumentar la competencia intraespecífica por recursos y también llevar a que los depredadores concentren sus esfuerzos en esta especie, incrementando la mortalidad y reduciendo la fecundidad (Tanner 1966). Adicionalmente, se encuentran más propensos a transmisión de enfermedades y propagación de parásitos, afectando la salud general de los individuos (Krawczyk et al. 2020). Sotomayor-Bonilla (2009) respalda este planteamiento al documentar que la prevalencia de diferentes serovariedades de *Leptospira* presentes en individuos de *O. couesi cozumelae* se ven influenciadas directamente por el ambiente local, la densidad poblacional y características ecológicas, lo que representa un riesgo de transmisión para animales silvestres, domésticos y humanos.

En cambio, para *R. spectabilis* los datos sugieren una dinámica poblacional distinta, o a su vez limitaciones en el método de captura. En esta especie se registró un área de movimiento más amplia y una distribución fragmentada, con una población pequeña y fluctuante, y una baja proporción de adultos, haciéndola más vulnerable a los cambios en el hábitat (Gutiérrez-Granados 2003; Fortes-Corona 2004; Fuentes-Montemayor et al. 2009). Esta condición reduce su éxito reproductivo al incrementar el esfuerzo para encontrar pareja (Tanner 1966), o a una mayor mortalidad o emigración de los adultos (MacArthur y Wilson 1967; Courchamp et al. 2008; Albaladejo-Robles 2023), o a su vez, una mayor probabilidad de captura de juveniles debido a que pueden ser más activos y menos cautelosos (Ecke et al. 2002). Estos aspectos aumentan su susceptibilidad a la depredación por especies introducidas, elevando sus tasas de mortalidad (Martínez-Morales y Cuarón 1999). En conjunto, estos factores han venido generando un cuello de botella poblacional que intensifica la deriva génica, comprometiendo así su capacidad de adaptación ante futuros cambios ambientales, lo que contribuye significativamente a su riesgo de extinción (Espindola et al. 2014).

Por otra parte, de acuerdo con la información disponible hasta ahora, este estudio constituye el primer registro de la presencia de ectoparásitos en roedores endémicos de Isla Cozumel, específicamente de *O. couesi cozumelae* y *R. spectabilis*.

La proporción de individuos parasitados fue baja en ambas especies. La carga ectoparasitaria en roedores puede estar regulada por factores como la densidad poblacional, el uso del hábitat y la estructura social, los cuales influyen directamente en la exposición y transmisión de parásitos (Krasnov et al. 2004; Dobson y Randolph 2011; Krawczyk et al. 2020). Por otra parte, las conductas de acicalamiento en algunas especies contribuyen a bajar la carga ectoparasitaria (Stanko et al 2002).

En este sentido, en poblaciones pequeñas, aisladas o fragmentadas como las de roedores endémicos insulares, la combinación de baja densidad y conductas de aseo podría limitar la prevalencia y carga ectoparasitaria observada. Adicionalmente, la interacción entre ectoparásitos y hospedadores tiene implicaciones no solo a nivel individual, sino también en la dinámica poblacional; llegando a influir indirectamente en la detectabilidad de los individuos, ya sea por efectos fisiológicos o conductuales. Se ha reportado que individuos con mayor carga ectoparasitaria pueden presentar menor condición corporal y alteraciones en su actividad, reduciendo su movilidad e incrementando su susceptibilidad ante depredadores o enfermedades, factores que disminuyen su probabilidad de supervivencia, particularmente en individuos juveniles, y, por ende, su recaptura en estudios de captura–marcado–recaptura (CMR) (Hawlena et al. 2006).

La baja proporción de recapturas parasitadas plantea la posibilidad de que la presencia de ectoparásitos podría influir negativamente en la supervivencia o detectabilidad de los individuos parasitados, aspecto que deberá ser evaluado con mayor profundidad en estudios futuros. Además, algunos individuos de *O. couesi cozumelae* presentaron ectoparásitos únicamente durante su recaptura, lo que podría estar asociado a cambios temporales en el uso del hábitat o a condiciones ambientales locales. Si bien los resultados de este trabajo son una primera aproximación a la presencia de ectoparásitos en los roedores endémicos de Isla Cozumel, es una temática que debe profundizarse para lograr evaluar la identificación taxonómica y el conteo individual de los ectoparásitos colectados y su relación con variables poblacionales, ambientales y de salud de los hospederos. Esta información resultaría clave para comprender con mayor detalle las interacciones hospedador–parásito y sus implicaciones ecológicas y sanitarias en estas especies endémicas de la isla.

En este sentido, los datos sobre la estructura poblacional, la abundancia o sobre la presencia o ausencia en diferentes zonas de la isla, sirven como indicadores de la calidad del hábitat o de los efectos de diferentes perturbaciones ambientales como la introducción de especies invasoras o la fragmentación de los ecosistemas que pueden afectar negativamente a las poblaciones de roedores endémicos (Hafner et al. 1998; Martínez-Morales y Cuarón 1999; Gutiérrez-Granados 2003; Paine et al. 2016; Rodríguez-Macedo 2016; Cuarón et al. 2019; Valenzuela-Galván et al. 2022).

Es posible que las poblaciones de roedores endémicas de Cozumel se hayan visto muy afectadas por la depredación por especies introducidas como *Boa imperator*, *Leopardus wiedii*, *Leopardus pardalis* o gatos y perros ferales, cuya presencia se extiende por toda la isla (Bautista 2006; Torres-Villegas 2006; Vázquez-Domínguez et al. 2012; Valenzuela-Galván et al. 2022; Cuarón et al. 2025). Por ejemplo, se asume que la disminución y posible desaparición de la población de *P. leucopus cozumelae*, podría estar asociada principalmente por la depredación de la boa, pues fue introducida en 1971, estableciéndose rápidamente en todos los tipos de vegetación de la isla, incluyendo selva mediana subcaducifolia (Romero-Nájera et al. 2006; Vázquez-Domínguez et al. 2012; Suárez-Atilano et al. 2019) y coincidentemente con ello, tras su llegada a la isla, no se ha logrado una sola captura de dicha especie de ratón.

Por otra parte, Dymit y colaboradores (2025) reportaron que en la Reserva de la Biosfera Maya *Leopardus wiedii* tiene una preferencia por presas pequeñas y arbóreas, con una dieta que incluye roedores (*Heteromys gaumeri*, *Reithrodontomys mexicanus* y *Peromyscus spp*) y marsupiales arbóreos (*Marmosa mexicana*, *Philander opossum* y *Didelphis marsupialis*). Así, la presencia de este depredador en

Cozumel podría estar generando una presión constante sobre las poblaciones de los roedores endémicos, que se sumaría al impacto causado por la boa.

En cuanto a perros y gatos, también podrían aportar una presión adicional sobre las poblaciones de roedores endémicos de Cozumel. Se sabe que ambas especies tienen presencia en toda la isla, aunque su abundancia es mayor en zonas cercanas a lugares con mayor actividad humana y que los perros tienen mayor abundancia en áreas de dunas costeras y los gatos en sitios con manglar (Bautista 2006). Además, se ha documentado que los perros son abundantes en zonas de vegetación natural, especialmente aquellas asociadas a cuerpos de agua dulce y que su comportamiento agresivo y el impulso de cacería en manada influyen directamente en la fauna nativa, desplazando tanto a animales pequeños como a especies de mayor tamaño, incluido el pecarí enano (*Pecari tajacu nanus*; Palacios-Aldana et al. 2025).

Implementar medidas de control y, en lo posible, erradicación de las poblaciones de perros y gatos ferales en la isla se ha considerado necesario repetidamente (Cuarón et al. 2019; Bautista, 2006; Lara-Godínez et al. 2024; Palacios-Aldana et al. 2025). Y aunque se han implementado algunos programas de control, el Centro de Control Animal, Asistencia y Zoonosis del ayuntamiento de Cozumel es un área que se ha visto vulnerada con el paso del tiempo, presentando limitantes notables tanto en herramientas como infraestructura para poder atender y controlar la población canina y felina feral (Ayuntamiento de Cozumel 2021).

Paralelamente, la competencia intraespecífica con otras especies de roedores invasores como *Rattus rattus* y *Mus musculus* o roedores silvestres introducidos como *Cuniculus paca* y *Dasyprocta punctata* también podría estar generando presión en las poblaciones de los roedores endémicos y/o desplazarlos de sus hábitats originales (Pulliam 2000; Harris 2008; MARFUND 2020). Sin embargo, los estudios para evaluar esto no se han hecho y solamente se han capturado a *R. rattus* y *M. musculus* en zonas antropizadas (Sotomayor-Bonilla 2009; Borja-Martínez y Vázquez-Domínguez 2024). Aun así, no se descarta que por el aumento en la modificación de las zonas naturales producto del crecimiento poblacional en la isla, la presencia de estos roedores introducidos pueda incrementarse e impactar incluso áreas con vegetación natural (Cuarón et al. 2019; Borja-Martínez y Vázquez-Domínguez 2024).

Otro factor que compromete la estabilidad de las poblaciones de los roedores endémicos es la preocupante fragmentación y deterioro que se ha registrado en las últimas décadas en los manglares. Las actividades antrópicas en Cozumel, sobre todo debidas a la expansión de actividades turísticas, han generado afectaciones importantes en los ecosistemas costeros (Palafox-Muñoz et al. 2015). Vázquez-Lule y colaboradores (2009) analizaron la tasa de transformación de los manglares del norte y sur de la isla

entre 1981 y 2010, registrando una pérdida del 24% de su superficie, equivalente a 538 ha, así como la perturbación de una superficie adicional de 394 ha de manglar al final del periodo evaluado. Además, documentaron un incremento de 2.3 veces de la superficie antropizada dentro de las zonas de referencia, evidenciando un proceso progresivo y preocupante de la fragmentación en estos ecosistemas.

De manera particular, el área donde se registraron capturas de roedores nativos enfrenta una amenaza puntual, ya que a aproximadamente a 1.5 km se localiza la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales San Miguelito. Dicha infraestructura ha sido señalada por su estado deficiente y actualmente se encuentra en proceso de expansión, luego de haberse documentado derrames recurrentes asociados a la superación de su capacidad operativa (Gob. QRoo y CAPA 2009). Las consecuencias de esta problemática ya son evidentes, reflejándose en el deterioro y la muerte de una proporción considerable de los manglares adyacentes a esta instalación, lo cual compromete directamente la estabilidad de las poblaciones de estas especies.

Todos estos escenarios representan factores críticos para la conservación de los roedores endémicos de Cozumel, con impactos significativos en su abundancia, riqueza y distribución local, generando además un efecto en cascada sobre la estructura de la vegetación y las interacciones tróficas de la isla. Es por ello que conservar los manglares en Cozumel es crítico para apoyar la conservación de muchas de sus especies de fauna silvestre, incluidos los roedores endémicos de la isla.

7. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en este estudio evidencian un escenario poco alentador para la conservación de los roedores endémicos de Isla Cozumel. A pesar del elevado esfuerzo de muestreo y de la amplia cobertura espacial que incluyó distintos tipos de vegetación y gradientes de influencia antrópica, las capturas se restringieron únicamente a dos de las tres especies de roedores endémicos (*O. couesi cozumelae* y *R. spectabilis*), las cuales se localizaron exclusivamente en el manglar del noroeste de la isla. Este patrón contrasta con los registros históricos, mismos que indican una disminución sustancial y constante de sus abundancias y densidades poblacionales, a tal punto de no registrarse actualmente en diversos sitios y ecosistemas donde antes habían sido reportadas, como es el caso de la selva mediana subcaducifolia del área de CAPA. Todo ello sugiere que sus poblaciones podrían estar atravesando eventos de extinción local durante las últimas dos décadas (Fortes-Corona 2004; Sotomayor-Bonilla 2009).

Particularmente, la ausencia prolongada de *P. leucopus cozumelae* resulta preocupante, ya que se extiende por más de cuatro décadas, lo que sugiere, en el mejor de los escenarios, la existencia de

poblaciones remanentes extremadamente reducidas y de difícil detección. O bien, corroborar la hipótesis de que esta subespecie pueda ser considerada como el primer roedor endémico extinto de Cozumel. Este hecho representa, por sí solo, la pérdida silenciosa de componentes clave de la biota insular. Asimismo, la marcada contracción espacial y la disminución progresiva de la abundancia y densidad poblacional que exhiben *O. couesi cozumelae* y, particularmente *R. spectabilis*, constituye una señal crítica que refuerza la necesidad urgente de generar estrategias de conservación específicas, basadas en evidencias científicas, considerando que ambas especies presentan estructuras poblacionales frágiles, y, por ende, un alto riesgo de extinción.

En este sentido, los resultados de este trabajo aportan información clave para sustentar propuestas de actualización o fortalecimiento del estatus de conservación de estas especies, particularmente a nivel nacional dentro de la NOM-059-SEMARNAT. En específico, la condición actual de *R. spectabilis* sugiere la pertinencia de modificar su categoría de “Amenazada” a “En Peligro de Extinción”, ya que los datos obtenidos son congruentes con su clasificación como “Peligro Crítico” en la Lista Roja de la UICN (Vázquez-Domínguez et al. 2018), lo que respalda la necesidad de un ajuste precautorio en su estatus. Por su parte, los patrones observados en *O. couesi cozumelae* indican la necesidad de una evaluación más rigurosa y precautoria de su estado de conservación.

Con el presente estudio se obtuvo información indispensable para comprender el estado actual de las poblaciones de roedores endémicos de Isla Cozumel. Los patrones documentados indican que estas especies se encuentran actualmente restringidas a menos sitios que en el pasado, con poblaciones pequeñas y potencialmente inestables, lo que refuerza la necesidad de estrategias de conservación urgentes y focalizadas. Además, la protección efectiva de los manglares, el monitoreo poblacional a largo plazo, la incorporación de estos resultados en instrumentos normativos de conservación, como la NOM-059-SEMARNAT y la Lista Roja de la UICN, así como la generación de protocolos de control y manejo de especies introducidas, serán fundamentales para evitar la pérdida irreversible de estos roedores endémicos y preservar la integridad ecológica de los ecosistemas insulares de Cozumel.

8. LITERATURA CITADA

- Albaladejo-Robles G., Böhm M. y Newbold T. 2023. Species life-history strategies affect population responses to temperature and land-cover changes. *Global change biology*; 29(1): 97–109 pp. <https://doi.org/10.1111/gcb.16454>
- Ayuntamiento de Cozumel. 2021. Plan Municipal de Desarrollo de Cozumel 2021-2024. Disponible en: <https://cozumel.gob.mx/wp-content/uploads/2022/04/Plan-Municipal-de-Desarrollo-de-Cozumel-2021-2024.pdf>
- Bautista S. M. 2006. Distribución, abundancia y dieta de perros y gatos ferales en la Isla de Cozumel. Tesis de Maestría. Posgrado en Manejo de Fauna Silvestre. Instituto de Ecología, A. C., Xalapa.
- Bonoff M.B. y Janzen D.H. 1980. Small terrestrial rodents in eleven habitats in Santa Rosa National Park, Costa Rica. *Brenesia* 17(): 163–174 pp.
- Borja-Martínez G.A. y Vázquez-Domínguez E. 2024. Urban colonization of invasive species on islands: *Mus musculus* and *Rattus rattus* genetics of establishment on Cozumel Island. *Biological Invasions* 26, 2737–2757 pp. <https://doi.org/10.1007/s10530-024-03343-0>
- Brito J. 2013. Composición y abundancia de los pequeños mamíferos terrestres en dos tipos de hábitats (páramo de frailejón y bosque de polylepis) en la Reserva Ecológica el Ángel, Carchi-Ecuador. Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas y Ambientales. Universidad Central del Ecuador.
- Bryja J., Nesvadbová J., Heroldová M., Jánová E., Losík J., Trebatícká L. y Tkadlec E. 2005. Common vole (*Microtus arvalis*) population sex ratio: biases and process variation. *Canadian Journal of Zoology*; 83(11): 1391–1399 pp. <https://doi.org/10.1139/z05-133>
- Ceballos G. y Brown J.H. 1995. Global patterns of mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Conservation Biology*, 9(): 559–568 pp.
- Ceballos G. 2014. *Mammals of Mexico*. Editorial John Hopkins University Press; Baltimore, Maryland. URL: <https://books.google.com.ec/books?id=UrvxBQAAQBAJ>
- Chablé-Santos J.B. y Sosa-Escalante J.E. 2010. Valoración y Medición de la Biodiversidad de Aves y Mamíferos Terrestres de la Reserva Ría Celestún, Yucatán, México. 97–125 pp. En Acost-Lugo, E., ed. Plan de Conservación de la Ecoregión: Petenes Celestún-Plamar. Universidad Autónoma de Campeche, Pronatura Península de Yucatán AC.
- Chávez C.B. y Espinosa L.A. 2005. *Peromyscus leucopus*, Rafinesque, 1818. En: Ceballos G. y Oliva G. (Coords). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) / Fondo de Cultura Económica (FCE). México, D.F. pp. 624–625.
- Courchamp F., Berec L. y Gascoigne J. 2008. *Allee Effects in Ecology and Conservation*. Oxford University Press.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2016. Programa de Manejo Área de Protección de Flora y Fauna la porción norte y la franja costera oriental, terrestres y marinas de la Isla de Cozumel. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Iztapalapa, D.F., México. 243 pp.
- Cuarón A.D. 2009. Cozumel. Pp. 203–206 in Gillespie R. & Clague D. A. (eds) *Encyclopedia of islands*. University of California Press, Berkeley, CA, U.S.A.
- Cuarón A.D., Martínez-Morales M.A., Valenzuela-Galván D., Vázquez-Domínguez E. y Vázquez L.B. 2019. Diagnóstico de las invasiones biológicas de vertebrados exóticos en la Isla Cozumel y propuesta de plan para su manejo. Servicios Ambientales, Conservación Biológica y Educación A. C. Informe final SNIB-CONABIO, Proyecto No. LI028. Ciudad de México.
- Cuarón A.D., Valenzuela-Galván D., Vázquez-Domínguez E., Copa A.E, Palacios-Aldana L., Villaloz J., Aguilar-Guerrero A., Rodríguez-Luna R., Lara-Godínez S. y Vázquez LB. 2025. Recurrent Conservation Paradoxes: Imperiled Predators Introduced onto a Biodiversity-Rich Island. *Tropical Conservation Science*; Volume 18: 1–8 pp. DOI: 10.1177/19400829251404758
- Dobson A.D.M. y Randolph S.E. 2011. Modelling the effects of recent changes in climate, host density and acaricide treatments on population dynamics of *Ixodes ricinus* in the UK. *Journal of Applied Ecology*; 48(4): 1029–1037 pp. doi:10.1111/j.1365-2664.2011.02004.x
- Dymit E.M., Twining J.P., Garcia-Anleu R., Allen J.M. y Levi T. 2025. Niche partitioning among neotropical felids. *Journal of Animal Ecology*, 00: 1–16 pp. DOI: 10.1111/1365-2656.70173
- Ecke F., Löfgren O. y Sörlin D. 2002. Population dynamics of small mammals in relation to forest age and structural habitat factors in northern Sweden. *Journal of Applied Ecology*, 39(5), 781–792 pp. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00759.x>
- Engstrom M.D., Schmidt C.A., Morales J.C., y Dowler R.C. 1989. Records of mammals from Isla Cozumel, Quintana Roo, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 34(3), 413–415 pp.
- Esher R.J., Wolfe J.L. y Layne J.N. 1978. Swimming Behavior of Rice Rats (*Oryzomys palustris*) and Cotton Rats (*Sigmodon hispidus*). *Journal of Mammalogy*; 59(3): 551–558 pp. <https://doi.org/10.2307/1380231>
- Espindola S., Cuarón A.D., Gaggiotti O. y Vázquez-Domínguez E. 2014. High genetic structure of the Cozumel Harvest mice, a critically endangered island endemic: conservation implications. *Conservation Genetics*; 15(): 1393–1402 pp.

- Fortes-Corona I. 2004. Ecología de roedores endémicos de la Isla Cozumel, Quintana Roo, México. Tesis de Licenciatura en Biología. Universidad de Guadalajara, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Las Agujas, Zapopan, Jal.
- Fuentes-Montemayor E., Cuarón A.D., Vázquez-Domínguez E., Benítez-Malvido J., Valenzuela-Galván D. y Andresen E. 2009. Living on the edge: roads and edge effects on small mammal populations. *Journal of Animal Ecology*, 78(): 857-865.
- García-Aguilar A. 2010. Evaluación de los cambios en la estructura genética de *Oryzomys couesi cozumelae* posterior a los huracanes Emily y Wilma en Cozumel, Quintana Roo. Tesis de Licenciatura para Biólogo. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ecología. México.
- Gobierno del Estado de Quintana Roo (Gob. Q Roo) y Comisión de Agua Potable y Alcantarillado (CAPA). 2009. Ampliación de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales San Miguelito, Cozumel, Quintana Roo". Manifestación de Impacto Ambiental Modalidad Particular. Disponible en: <http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/qroo/estudios/2009/23QR2009H0041.pdf>
- Granek E.F. y Ruttenberg B.I. 2007. Protective capacity of mangroves during tropical storms: a case study from 'Wilma' and 'Gamma' in Belize. *Marine Ecology Progress Series*; 343 (): 101–105 pp. doi: 10.3354/meps07141
- Gutiérrez-Granados G. 2003. Ecología de los ratones de Cozumel y su relación con el sotobosque. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ecología. México.
- Hafner D.J., Yensen E. y Jr. Kirkland G.L. (Eds). 1998. North American Rodents. Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN/SSC Rodent Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 171 pp
- Hawlena H., Abramsky Z. y Krasnov B.R. 2006. Ectoparasites and age-dependent survival in a desert rodent. *Oecologia*; 148(1): 30–39 pp. doi: 10.1007/s00442-005-0345-4.
- Herbreteau V., Jittapalpong S., Rerkamnuaychoke W., Chaval Y., Cosson J-F. and Morand S. 2011. Protocols for field and laboratory rodent studies. Herbreteau Vincent (ed.), Jittapalpong Sathaporn (ed.), Rerkamnuaychoke Worawut (ed.), Chaval Yannick (ed.), Cosson Jean-François (ed.), Morand Serge. Kasetsart University, 5 p. + 46 p. (ird-00714514)
- Jones J.K. 1982. *Reithrodontomys spectabilis*. *Mammalian Species*, 193(), 1-1.
- Jones J.K. y Lawlor T.E. 1965. Mammals from Isla Cozumel, Mexico, with description of a new species of harvest mouse. *Lawrence, University of Kansas* 16(3): 411-419 pp.
- Kathiresan K y Bingham B.L. 2001. Biology of Mangroves and Mangrove Ecosystems. *Advances in marine biology* 40(): 81-251 pp.
- Krasnov B.R., Shenbrot G.I., Khokhlova I.S. y Degen A.A. 2004. Flea species richness and parameters of host body, host geography and host 'milieu'. *Journal of Animal Ecology*; 73(6): 1121–1128 pp. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8790.2004.00883.x>
- Krawczyk A.I., van Duijvendijk G.L.A., Swart A., Heylen D, Jaarsma R.I., Jacobs F.H.H., Fonville M., Sprong H. y Takken W. 2020. Effect of rodent density on tick and tick-borne pathogen populations: consequences for infectious disease risk. *Parasites Vectors*; 13, N°34. <https://doi.org/10.1186/s13071-020-3902-0>
- Krebs C.J. 1966. Demographic changes in fluctuating populations of *Microtus californicus*. *Ecological monographs*, 36 (3): 239-273 pp
- Krebs C.J. 1999. *Ecological Methodology*. Addison Wesley Longman Educational Publishers, Inc., Menlo Park.
- Lara-Godínez S.A.L., Valenzuela-Galván D., González-Romero A., Cuarón A.D. Sosa V.J., Bernardo-Vázquez L. y Rodríguez-Luna C.R. 2024. Coexistence of native and invasive species: the case of the Critically Endangered endemic carnivores from Cozumel Island, Mexico. *Écoscience*, 31(3): 86-99 pp. DOI: 10.1080/11956860.2024.2432113
- López-Medellín X. y Medellín R.A. 2005. *Oryzomys couesi* (Alston, 1877). En: Ceballos G. y Oliva G. (Coords). Los Mamíferos Silvestres de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) / Fondo de Cultura Económica (FCE). México, D.F. pp. 589-590.
- Loxterman J., Moncrief N., Dueser R., Carlson C. y Pagels J. 1998. Dispersal abilities and genetic population structure of insular and mainland *Oryzomys palustris* and *Peromyscus leucopus*. *Journal of Mammalogy*, 79(1): 66–77 pp. DOI: <https://doi.org/10.2307/1382842>
- MacArthur R.H. y Wilson E.O. 1967. *The Theory of Island Biogeography* (1a ed.). Princeton University Press.
- MacPhee R.D.E. y Flemming C. 1999. Requiem Æternam: the last five hundred years of mammalian species extinctions. En: MacPhee, R.D.E. (ed.) *Extinctions in the near time. Causes, contexts and consequences*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York.
- MARFUND - Fondo para el Sistema Arrecifal Mesoamericano. 2020. Especies Exóticas Invasoras más comunes de la Isla Cozumel. <https://marfund.org/es/wp-content/uploads/2020/09/Lista-de-Especies-Ex%C3%B1ticas-Invasoras-en-Cozumel.pdf>
- Martínez-Morales M.A. y Cuarón A.D. 1999. Boa constrictor, an introduced predator threatening the endemic fauna on Cozumel Island, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 8: 957–963 pp.

- Merriam C.H. 1901. Six new mammals from Cozumel Island, Yucatán. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 14(): 99–104 pp.
- Paine C.E.T., Beck H. y Terborgh, J. 2016. How mammalian predation contributes to tropical tree community structure. *Ecology*, 97(12), 3326–3336. doi:10.1002/ecy.1586
- Palacios-Aldana L.F., Martínez-Morales M.A., Cuarón A.D., Reyna-Hurtado R., Vázquez L.-B. 2025. Interactions between feral dogs and dwarf peccaries on Cozumel Island: insights into occupation and density. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*; 60(3): 816–823pp. <https://doi.org/10.1080/01650521.2025.2539181>
- Palafox-Muñoz A., Aguilar-Aguilar A. y Sderis-Anaya-Ortiz J. 2015. Cozumel y la transformación de su paisaje por el turismo de cruceros. *Revista de Ciencias Sociales (Cr)*, 3(149): 103–115 pp.
- Parker O.S. 1979. Geographic distribution and taxonomic status of rice rats (genus *Oryzomys*) in Texas. Master of Arts Thesis, Texas A&I University, Texas.
- Pereira-Macareo N. 2021. Elaboración de un manual de manejo y toma de muestras en fauna silvestre para la Reserva Natural Cabildo Verde en Sabana de Torres. Tesis de Licenciatura en Medicina Veterinaria. Universidad de Santander, Facultad de Ciencias Exactas, Naturales y Agropecuarias, Bucaramanga, Colombia.
- Pulliam H. R. 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*, 3(4), 349–361. doi:10.1046/j.1461-0248.2000.00143.x.
- R Core Team. 2024. R: A Language and Environment for Statistical Computing (Version 4.4.0) [Software de computación]. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Ramírez-Pulido J., González-Ruiz N., Gardner A. y Arroyo-Cabrales J. 2014. List of Recent Land Mammals of Mexico, 2014. Special Publications of the Museum of Texas Tech University, Number 63.
- Reid F.A. 1997. A field guide to the mammals of Central America and southeast Mexico. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Rodríguez-Macedo M. 2016. Efectos del tamaño y conectividad de los fragmentos sobre la composición de pequeños roedores en Laguna de Términos, Campeche, México. Tesis de Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural. El Colegio de la Frontera Sur - ECOSUR. México.
- Romero-Almaraz M. de L., Sánchez-Hernández C., García-Estrada C. y D. Owen R. 2007. Mamíferos pequeños. Manual de técnicas de captura, preparación, preservación y estudio. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias, Instituto de Biología.
- Romero-Nájera I., Cuarón A.D. y González-Baca C. 2006. Distribution, abundance, and habitat use of introduced *Boa constrictor* threatening the native biota of Cozumel Island, Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 16(4), 1183–1195. doi:10.1007/s10531-006-9101-27
- Sánchez O. y Olivia G. 2005a. *Reithrodontomys fulvescens* J.A. Allen, 1894. En: Los mamíferos silvestres de México. Ceballos G, Oliva G (Coords). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Fondo de Cultura Económica. México, D.F. pp. 780–781.
- Sánchez O. y Olivia G. 2005b. *Reithrodontomys megalotis* (Baird, 1858). En: Los mamíferos silvestres de México. Ceballos G, Oliva G (Coords). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Fondo de Cultura Económica. México, D.F. pp. 784–785.
- Sánchez-Cordero V. 2003. Ficha técnica de *Oryzomys couesi* subsp. *cozumelae*. Estado actual del conocimiento biológico de algunas especies de roedores de las familias Muridae, Geomyidae, Heteromyidae y Sciuridae (Rodentia: Mammalia) incluidas en el PROY-NOM-059-ECOL-2000. Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto No. W036. México, D.F.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2010. NORMA Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres - Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio - Lista de especies en riesgo. Disponible en: https://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/435/1/NOM_059_SEMARNAT_2010.pdf
- Sikes R.S. and Animal Care and Use Committee of the American Society of Mammalogists. 2016. 2016 Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research and education. *Journal of Mammalogy*, 97(3), 663–688.
- Sotomayor-Bonilla J. 2009. Asociación de *Leptospira* con los roedores nativos y exóticos de la isla Cozumel, México. Tesis de Licenciatura en Medicina Veterinaria y Zootecnia. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. México.
- Stancampiano A. y Caire W. 1995. Food Habits of *Peromyscus* and *Reithrodontomys* in the Wichita Mountains Wildlife Refuge, Oklahoma. *Proceedings of the Oklahoma Academy of Science*, 75(): 45–49 pp.
- Stanko M., Miklisová D., Göuy de Bellocq J. y Morand S. 2002. Mammal density and patterns of ectoparasite species richness and abundance. *Oecologia*; 131(2): 289–295. doi:10.1007/s00442-002-0889-5
- Suárez-Atilano M., Cuarón A.D. y Vázquez-Domínguez E. 2019. Deciphering Geographical Affinity and Reconstructing Invasion Scenarios of *Boa imperator* on the Caribbean Island of Cozumel. *Copeia*, 107(4): 606–621 pp. doi:10.1643/CG-18-102

- Tanner J.T. 1966. Effects of population density on growth rates of animal populations. *Ecology*; 47(5): 733–745 pp. doi:10.2307/1934260
- Terman C.R. y Sassaman J.F. 1967. Sex Ratio in Deer Mouse Populations. *Journal of Mammalogy*; 48(4): 589 pp. doi:10.2307/1377582
- Téllez-Girón G. y Sánchez O. 2005. *Reithrodontomys spectabilis* Jones y Lawlor, 1965. En: Ceballos G. y Oliva G. (Coords). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) / Fondo de Cultura Económica (FCE). México, D.F. pp. 668-669.
- Torres-Villegas C.P. 2006. Distribución, abundancia y comportamiento de perros y gatos en la Isla de Cozumel. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Triantis K.A., Borges P.A.V., Ladle R.J., Hortal J., Cardoso P., Gaspar C., Dinis F., Mendonça E., Silveira L.M.A., Gabriel R., Melo C., Santos A.M.C., Amorim I.R., Ribeiro S.P., Serrano A.R.M., Quartau J.A. y Whittaker R.J. 2010. Extinction debt on oceanic islands. *Ecography*, 33: 285-294. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06203.x>
- Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (UAEH). 2023. Programa de cruzamiento para Roedores del Bioterio de la UAEH. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- Valenzuela-Galván D., Cuarón A.D., Martínez-Morales† M.A., Vázquez-Hernández L.B. y Vázquez-Domínguez E. 2022. First records of introduced margay (*Leopardus wiedii*) on Cozumel Island: a conservation paradox. *Animal Conservation*. doi: 10.1111/acv.12748
- Vázquez-Domínguez E., Suárez-Atilano M., Booth W., González-Baca C. y Cuarón A.D. 2012. Genetic evidence of a recent successful colonization of introduced species on islands: *Boa constrictor imperator* on Cozumel Island. *Biological Invasions* 14: 2101–2116 pp. <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0217-x>
- Vázquez-Domínguez E., de Grammont P.C. y Cuarón A.D. 2018. *Reithrodontomys spectabilis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T19416A22386261. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T19416A22386261.en>. Accessed on 26 April 2023.
- Vázquez-Lule A.D., Díaz-Gallegos J.R. y Adame M.F. 2009. Caracterización del sitio de manglar Cozumel. Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), México.
- Vega R., Vázquez-Domínguez E., Mejía-Puente A., y Cuarón A.D. 2007. Unexpected high levels of genetic variability and the population structure of an island endemic rodent (*Oryzomys couesi cozumelae*). *Biological Conservation*, 137(2): 210–222 pp. doi:10.1016/j.biocon.2007.02.007

CAPÍTULO 2

Variación en la abundancia temporal y la distribución espacial de los roedores silvestres no nativos de Cozumel

1. INTRODUCCIÓN

Isla Cozumel alberga dos especies de roedores silvestres introducidos: el sereque (*Dasyprocta punctata*) y el tepezcuintle (*Cuniculus paca*). Sin embargo, no existen registros documentados sobre su introducción ni evidencia clara de los impactos específicos que podrían estar generando en estos ecosistemas insulares (MARFUND 2020). El reporte más antiguo disponible proviene de Merriam (1901), quien registró que pobladores locales habían introducido una pareja de sereques amarillos desde la península de Yucatán y también reporta una observación de un tepezcuintle en un sendero del bosque, aunque los habitantes locales desconocían la fecha exacta de su introducción. Posteriormente, Jones y Lawlor (1965) reportaron que, en su viaje de campo a Cozumel en 1962, recibieron información de pobladores locales indicando que aún había en la isla individuos de sereque y además observaron un individuo de tepezcuintle. De nuevo, los pobladores locales les indicaron estar al tanto de la presencia de esa especie en la isla, pero desconocían si había sido introducida o no.

Por su parte, Hamblin (1980) encontró entre los restos óseos de fauna silvestre de sitios arqueológicos de Cozumel pocos registros de tepezcuintle. Eso podría sugerir que al menos en tiempos de la ocupación maya de la isla (postclásico tardío, desde el 1300 hasta la llegada de los españoles en el siglo XVI) el tepezcuintle no estaba presente. Además, señala que es posible que esta especie fuera llevada a la isla para el consumo de su carne. Desde una perspectiva ecológica, se sabe que ambas especies son frugívoras y potenciales depredadores de semillas de los frutos que consumen, pero se desconoce su abundancia relativa, distribución espacial y su posible asociación con variables ambientales o antrópicas, lo que limita la evaluación de su función ecológica e impacto potencial sobre la biota nativa de Cozumel. Solo para *C. paca* se sabe que presenta solapamiento en los horarios y patrones de actividad con las especies nativas de la isla (Ortega-Gamboa 2019).

A continuación, se describen las características morfológicas, ecológicas y aspectos de la historia de vida de ambas especies introducidas, con el propósito de contextualizar su posible papel ecológico en la isla.

***Cuniculus paca* Linnaeus, 1766**

Es un roedor de gran tamaño, con un cuerpo pesado y robusto que mide aproximadamente de 60 a 79 cm de longitud y 35 cm de altura; con una cola corta, desnuda y escondida entre el pelaje; y un peso que oscila entre 7-10 kg. Presenta un pelaje corto, áspero, duro y tieso; el dorso es de color pardo, castaño rojizo o negro con bandas longitudinales de manchas blancas redondeadas a los lados del cuerpo; mientras que las mejillas, garganta, pecho y vientre tiene una coloración blanquecina. Tiene una cabeza grande con mejillas abultadas, orejas cortas, vibrisas largas y ojos grandes y bien separados. A nivel craneal, muestra un arco cigomático amplio que se expande lateral y dorsalmente, que sirve como una cámara de resonancia, siendo esta una característica única entre los mamíferos. Las patas delanteras tienen cuatro dígitos y las patas traseras cinco (Linnaeus 1766; Patton 2015; Vallejo y Boada 2021a).

Son animales nocturnos, solitarios y buenos nadadores, que generalmente no presentan cambios de actividad en los diferentes ciclos lunares. Son oportunistas y utilizan senderos fijos durante el forrajeo u otros fines de traslado. Principalmente consumen frutos por lo que son consideradas como especies importantes en la depredación, dispersión y germinación de semillas de muchas especies vegetales (Beck-King et al. 1999; Dubost y Henry 2006; Ceceñas y León 2022). También comen hojas, brotes y flores de muchas especies vegetales, así como pequeñas lagartijas e insectos; asimismo, buscan con frecuencia minerales del suelo en los saladeros (Link et al. 2012).

Las hembras alcanzan la madurez reproductiva entre los nueve meses de edad y los machos al año; pueden reproducirse durante todo el año, pero durante este periodo, las hembras pueden tener máximo hasta dos partos. El tiempo de gestación varía de 114 a 119 días en cautiverio y paren solamente una cría, sin embargo, en raras ocasiones pueden tener mellizos. Las crías son bastante precoces ya que nacen con los ojos abiertos, con dientes incisivos y pelaje bien desarrollado, y mejillas en erupción; el destete ocurre en aproximadamente 12 semanas (Pérez 1992; Patton 2015; Vallejo y Boada 2021a).

Habitan principalmente en la selva tropical, aunque también están presentes en varios tipos de bosques, desde con vegetación primaria, secundaria, manglares, zonas alteradas e incluso cerca de huertos, tienen preferencia a áreas cercanas a fuentes de agua (Pérez 1992; Patton 2015; Vallejo y Boada 2021a).

***Dasyprocta punctata* Gray, 1842**

Este roedor se caracteriza por ser de tamaño mediano, presentar un cuerpo alargado y delgado, con una medida de 42 a 62 cm y un peso de 2 a 3kg aproximadamente, aunque los machos son ligeramente más pesados que las hembras. Presenta un pelaje apenas largo con una coloración dorsal variada con tonalidades que van desde rojizo, naranja o amarillo grisáceo a tonos marrones con matices negruzcos, mientras que ventralmente la coloración es blanca amarillenta. El mentón y la región inguinal son de color anaranjado claro o blanco, mientras que los pies son marrones o negruzcos. El dorso es arqueado, más pronunciado al sentarse. El cuello es grueso y las orejas son redondeadas y pequeñas. Las extremidades anteriores son cortas, mientras que las patas traseras son más desarrolladas, con tres dedos con garras en forma de pezuñas, adaptadas para la carrera y saltos rápidos (Gray 1842; Smythe 1978; Patton y Emmons 2015; Vallejo y Boada 2021b).

Son básicamente diurnos, aunque en las zonas naturales con alteraciones antropogénicas pueden ser activos al anochecer. Tiene hábitos alimenticios variados, pero principalmente son frugívoros. En tiempos de abundante comida, suelen enterrar las semillas, por lo que son consideradas como depredadoras y dispersoras de especies vegetales, sobre todo de árboles (Smythe 1978; Mittelman et al. 2021).

Son monógamos y pueden reproducirse durante todo el año, teniendo hasta dos camadas durante este periodo. Normalmente las hembras paren dos crías, aunque en ocasiones pueden tener tres o cuatro; el período de gestación es de 104 a 127 días (Meritt 1983). Se encuentran en diferentes ambientes, desde bosques primarios y secundarios, hasta cerca de huertos y fincas (Patton y Emmons 2015; Vallejo y Boada 2021b).

Dado que no existen antecedentes sistemáticos sobre la dinámica poblacional ni la distribución espacio-temporal de estas especies en Cozumel, generar información sobre su abundancia relativa, sus patrones de actividad y su uso del espacio a lo largo del tiempo, será importante para evaluar el posible impacto que pudieran estar ejerciendo como especies introducidas, sobre los ecosistemas nativos, particularmente en términos de competencia por recursos, desplazamiento de especies endémicas o alteración de procesos ecológicos como la dispersión o depredación de semillas. En este contexto, el presente capítulo tiene como objetivo evaluar la presencia, abundancia y patrones ecológicos de *D. punctata* y *C. paca*, considerando distintos tipos de hábitat y niveles de influencia antrópica en la isla.

2. OBJETIVOS

Objetivo general:

Determinar la presencia y la abundancia temporal de los roedores silvestres introducidos en Isla Cozumel (*Cuniculus paca* y *Dasyprocta punctata*) en diferentes tipos de hábitats, y si su actividad se ve influenciada por perturbaciones antrópicas.

Objetivos específicos:

- i. Conocer cómo varía la frecuencia de ocurrencia de cada especie de roedor silvestre introducido entre los periodos de fototrampeo.
- ii. Estimar la abundancia temporal de cada especie entre los diferentes tipos de hábitat.
- iii. Evaluar si hay diferencias en las abundancias temporales respecto a la distancia a sitios con influencia antrópica.
- iv. Establecer la preferencia de uso de hábitat de cada especie.
- v. Determinar el patrón de actividad de ambas especies.

3. HIPÓTESIS

Debido a las variables de historia de vida reportadas en especies de roedores introducidos se espera que la frecuencia de ocurrencia, así como sus abundancias aumenten a lo largo del tiempo.

Dada que ambas especies presentan una dieta esencialmente frugívora, se espera encontrar mayores tasas de captura fotográfica en las selvas mediana subcaducifolia y baja caducifolia, que potencialmente tienen mayor disponibilidad de este recurso en comparación con otros hábitats de la isla como manglares, tasistal o vegetación de duna costera.

Así mismo, debido a su biología propia de fauna silvestre, se espera que ambas especies sean más abundantes al alejarse de zonas con influencia antrópica y adentrarse a zonas naturales.

Se espera que sus patrones de actividad sean similares a los que muestran estas especies en el continente.

4. MÉTODOS

4.1 Recolección de datos y distribución de las cámaras

Para estimar la distribución espacial y la actividad relativa de las dos especies de roedores silvestres no nativos de Cozumel, se analizaron datos recolectados previamente de múltiples fototrampeos

de diversos proyectos académicos realizados en la isla (2013, 2014, 2015, 2016, 2021, 2022), algunos como parte de trabajo de tesis de estudiantes bajo la supervisión académica de M.A. Martínez-Morales, D. Valenzuela-Galván y E. Vázquez-Domínguez.

Se utilizaron diferentes tipos de cámaras trampa de sensor infrarrojo pasivo de las marcas y modelos Cuddeback® Black Flash Model E3, Cuddeback® Long Range IR Model E2, Moultrie® D-444 y Wildview® STC-WV30. Cada unidad se sujetó en troncos de árboles a una altura aproximada de 40-60 cm sobre el suelo; y se cebó con una lata de sardina perforada y clavada en el suelo para evitar que los animales la retiraran. Las cámaras trampa fueron instaladas en distintos puntos distribuidos por toda la isla, abarcando diversos tipos de vegetación (selva mediana subcaducifolia, selva baja caducifolia, manglar, tasistal, duna costera y vegetación secundaria). Las ubicaciones de las cámaras variaron en cuanto a su cercanía a zonas con influencia antrópica (e.g., carreteras, hoteles, rancherías y zona urbana). A partir de las coordenadas geográficas de cada cámara, se determinó el tipo de zona de muestreo en que fue colocada, así como el tipo de vegetación y la distancia a áreas con actividad humana.

Durante los periodos de 2013 a 2016 y 2021 a 2022 se emplearon entre 19 y 60 cámaras trampa por muestreo, acumulando un esfuerzo de muestreo total de 18,698 trampas/noche (**Cuadro 5**). En el primer periodo (2013-2016), las cámaras se distribuyeron en 30 estaciones ubicadas en zonas urbanas (ZU), 203 en zonas naturales con influencia antrópica (ZNIA) y 62 en zonas naturales (ZN); mientras que en el segundo periodo (2021-2022), se instalaron 16 cámaras en ZNIA y 9 en ZN, para un total de 320 sitios de muestreo distribuidos en toda la isla (**Figura 11**).

Cuadro 5. Esfuerzo de muestreo acumulado entre los períodos.

Años	N° total de cámaras	Esfuerzos de muestreo totales	Esfuerzos por periodos
2013-14	19-21	3,279	13,241
2015	60	1,203	
2016	58	8,759	
2021	22	2,555	5,457
2022	21	2,902	
		18,698	

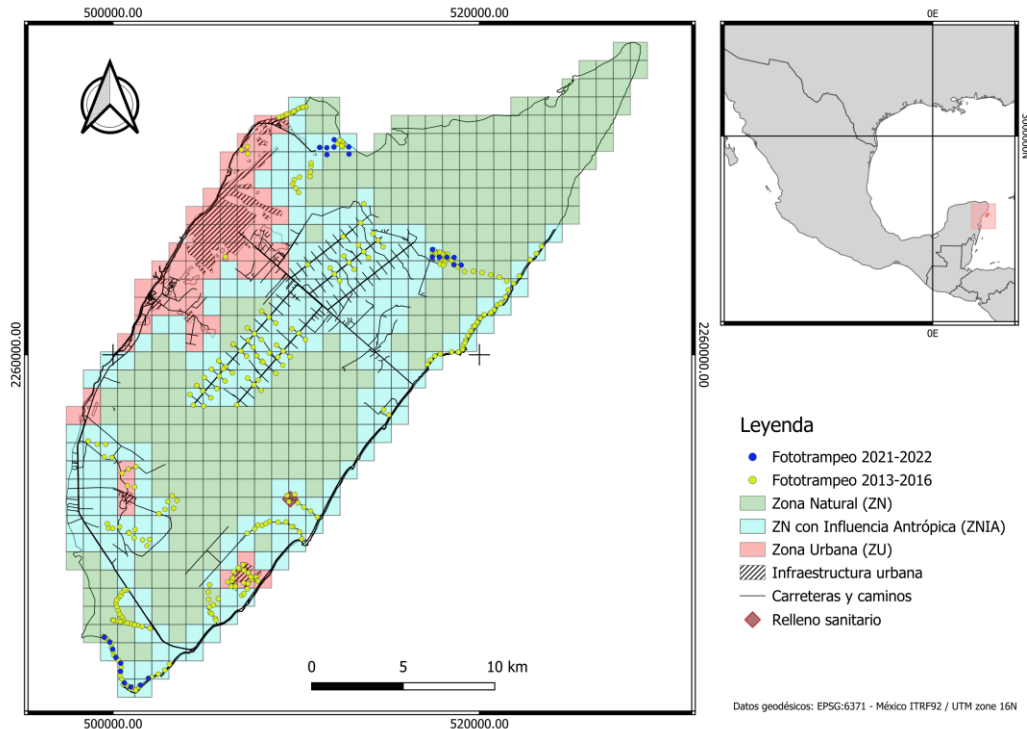


Figura 11. Fototrampeos realizados durante los períodos 2013-2016 y 2021-2022.

Todas las cámaras funcionaron de manera continua por 24 horas al día y permanecieron activas por al menos 12 días consecutivos durante el muestreo de octubre-diciembre de 2013, al menos por 14 días durante enero-junio de 2014 y un mínimo de 30 días durante los muestreos posteriores (agosto-octubre de 2015, enero-noviembre de 2016, junio-diciembre de 2021 y enero-abril de 2022). Las cámaras fueron programadas para tomar tres fotografías y un video de 20 segundos al activarse, con un intervalo mínimo de un minuto entre registros.

Todas las fotografías y videos fueron revisados de manera sistemática por varios tesisistas, con la supervisión de investigadores con experiencia en fototrampeo, siguiendo criterios estandarizados para la identificación taxonómica a partir de características morfológicas visibles de los individuos registrados. Posteriormente, la información de cada registro fue asociada a su cámara correspondiente y organizada en una base de datos en Microsoft Excel, misma que integra datos de la cámara (ubicación geográfica, fecha de instalación y retiro, marca y modelo, nombre de la persona responsable de la instalación y la institución responsable del proyecto), así como información del registro biológico (clasificación taxonómica de la especie, número de individuos, fecha y hora del evento, código de la imagen o video y nombre de la persona responsable de la identificación), constituyendo la base de datos utilizada para los análisis posteriores.

4.2 Análisis de datos

En total, de los muestreos se obtuvieron más de 200 registros fotográficos de *Dasypsecta punctata* y *Cuniculus paca*. Debido a la naturaleza críptica de estas especies que dificulta la identificación de individuos únicos en las fotografías, y con el fin de evitar pseudorreplicación, se consideraron eventos independientes aquellos registros separados por al menos 24 horas por especie, cámara y el número individuos de cada especie por imagen (O'Connell et al. 2011; Rovero y Zimmermann 2016).

Para cada cámara trampa y periodo de muestreo, se calculó la Tasa de Captura Fotográfica (TCF) por especie con base en los registros independientes. Para el análisis de la TCF se excluyeron los datos del año 2013 debido a la ausencia de registros para ambas especies y al esfuerzo de muestreo limitado (963 trampas/noche). En ese sentido, se trabajó con datos de 2014, 2015, 2016, 2021 y 2022, abarcando 255 sitios de muestreo distribuidos en diferentes zonas de la isla. Dichos valores se promediaron entre cámaras del mismo tipo de vegetación o del mismo intervalo de distancia a zonas de actividad humana, en cada muestreo. También se calculó la proporción de cámaras con o sin registros fotográficos por especie (ocupación *naïve*) en cada periodo de muestreo y se hizo una prueba de proporciones (una muestra, sin corrección de continuidad) para evaluar diferencias en la frecuencia de aparición de cada especie. Posteriormente, se estimó la frecuencia de ocurrencia mediante el número de cámaras con registros, general y por año.

Se evaluó si la ocupación *naïve* y la TCF diferían espacialmente (entre zonas de muestreo, tipos de vegetación o categorías de distancia a áreas con intervención antrópica), mediante pruebas de Chi-cuadrada con simulación de Monte Carlo, considerando que puede haber categorías con estaciones de muestreo sin registros o muy escasos. Este análisis evalúa el uso relativo condicionado al número de estaciones de muestreo (esfuerzo contemplado) y no selección de hábitat en sentido estricto.

Por otra parte, calculé la TCF anual por especie, valor relacionado sobre todo con la detectabilidad de una especie, pero que puede considerarse un índice de abundancia relativa si la abundancia se relacionara de forma lineal y positiva con los conteos y si la probabilidad de detección no variase temporal o espacialmente (Rovero y Marshall 2009; Mandujano 2024). La TCF anual se calculó dividiendo el total de capturas fotográficas por especie entre el esfuerzo de muestreo total de dicho periodo y el resultado se multiplica por una constante (100) para poder homogeneizar los datos y facilitar su comparación (O'Brien et al. 2003; Mandujano 2024). Con base en las recomendaciones de Mandujano (2024), consideraremos que la TCF anual puede usarse como indicativa de los cambios temporales o entre localidades en la abundancia relativa de cada especie por separado, pero no para comparar entre especies.

Para poder evaluar diferencias estadísticas en la TCF entre años y entre condiciones paisajísticas (zonas de muestreo, tipos de vegetación y categorías de distancia a áreas con intervención antrópica) para cada especie, se calcularon los valores promedio de TCF por cada cámara usada en cada año y en cada condición del paisaje de muestreo (Rovero et al. 2013; Mandujano 2024). Posteriormente, evalué diferencias significativas entre especies, entre especies por cada año y entre años. Para ello primero verifiqué pruebas de Shapiro-Wilk y de Levene si los datos cumplían los supuestos de normalidad y homocedasticidad, para hacer análisis paramétricos. En caso contrario, usé pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis. Al detectar diferencias significativas, se realizaron pruebas post-hoc con el método de Dunn. Adicionalmente exploré la interacción entre las variables en cada categoría de análisis con las TCF promedio, con un análisis multifactorial mediante un Modelo Lineal Generalizado (MLG).

Análisis del patrón de actividad

Para explorar los patrones de actividad, consideré como registros independientes de la actividad de cada especie todos los eventos de detección con un intervalo mínimo de una hora y en caso de que en un evento de detección hubiera más de un individuo, cada uno se consideró para determinar el total de registros por periodo del día (O'Connell et al. 2011; Rovero y Zimmerman 2016).

Las horas de los registros independientes fueron ajustadas según la hora astronómica local, ya que esta indica la posición relativa del sol en el cielo con respecto al lugar y momento específico del evento, permitiendo evaluar cómo se ajustan los comportamientos de las especies en función con los ciclos naturales de luz y oscuridad. En este sentido, generé tres categorías que determinan el ritmo circadiano: día, noche y crepúsculo, siendo este último, el intervalo de tiempo en el que se percibe la luz del sol en el cielo, pero este aún no ha salido completamente (amanecer) o no se ha ocultado completamente (atardecer), que en términos astronómicos corresponde al lapso de tiempo en el que el sol se encuentra entre 0° y 18° por debajo del horizonte (Seidelmann y Wilkins 2006).

Para estos análisis, utilicé estadística circular, por lo que convertí el tiempo del horario solar en radianes. Además, para clasificar el tipo de patrón de actividad que cada especie presentó, utilicé los criterios de Van Schaik y Griffiths (1996) para clasificarlo en uno de cinco diferentes patrones:

- Diurno: cuando <10% de los registros ocurren en la noche.
- Mayoritariamente diurno: cuando el 10-29% de los registros ocurren en la noche.
- Nocturno: cuando $\geq 90\%$ de los registros ocurren en la noche.
- Mayoritariamente nocturno: cuando el 70-89% de los registros ocurren en la noche.

- Catemeral: cuando el 30-69% de los registros ocurren en la noche.

Posteriormente, determiné el grado de traslape entre los patrones de actividad de cada especie mediante el cálculo del coeficiente delta (Δ) (Ridout y Linkie, 2009), siguiendo lo considerado por Rodríguez-Luna et al. (2024) para definir el grado de traslape como a) bajo, con $\Delta \geq 0.01$ y ≤ 0.33 ; b) intermedio, con $\Delta \geq 0.34$ y ≤ 0.66 ; y, c) alto, si $\Delta \geq 0.67$ y ≤ 0.99 . Este coeficiente estima la superposición entre dos curvas de actividad y adquiere valores entre 0 y 1. Además se evaluó si los patrones de actividad diferían entre especies mediante la prueba de Mardia-Watson-Wheeler (Jammalamadaka y SenGupta 2001).

Todos los análisis los realicé en RStudio (R Core Team 2024), empleando diversos paquetes especializados: proporciones y visualización con los paquetes dplyr, ggplot2, tidyr; TCF y pruebas estadísticas con los paquetes: dplyr, ggplot2, car, PMCMRplus; y patrón de actividad: con los paquetes dplyr, overlap y, circular.

5. RESULTADOS

5.1 Frecuencia de ocurrencia

De las 320 estaciones de muestreo, solo en 56 (17.5%) se registró al menos un individuo de *C. paca* durante todos los periodos, mientras que *D. punctata* apareció únicamente en seis (1.9%), ambos con los intervalos de confianza que no se superponen con el valor nulo (**Cuadro 6**). Las pruebas de proporciones de una muestra sin corrección de continuidad indicaron diferencias significativas entre la proporción observada y la esperada (0.05) para ambas especies ($p < 0.000$).

Cuadro 6. Proporción muestral de *Cuniculus paca* y *Dasyprocta punctata* en Isla Cozumel durante los periodos 2013-2016 y 2021-2022.

	<i>C. paca</i>	<i>D. punctata</i>
Probabilidad hipótesis nula	0.5	0.5
Chi-cuadrada	143.2	314.43
gl	1	1
Valor p	< 0.000	< 0.000
Intervalos de confianza (95%)	0.138	0.008
	0.219	0.038
Proporción muestral (p)	0.175	0.019

La comparación de la proporción anual de cámaras con registros, que de manera general es una variable que indica que tan ampliamente se distribuye espacialmente una especie, evidenció una baja detectabilidad de ambas especies. El tepezcuinte mostró una ocupación *naïve* consistentemente mayor que el sereque, con variaciones interanuales, resaltando un pico en el año 2016. Por el contrario, el sereque presentó una ocupación bastante baja y discontinua, restringida únicamente a los años 2015 y 2016 (**Figura 12**).

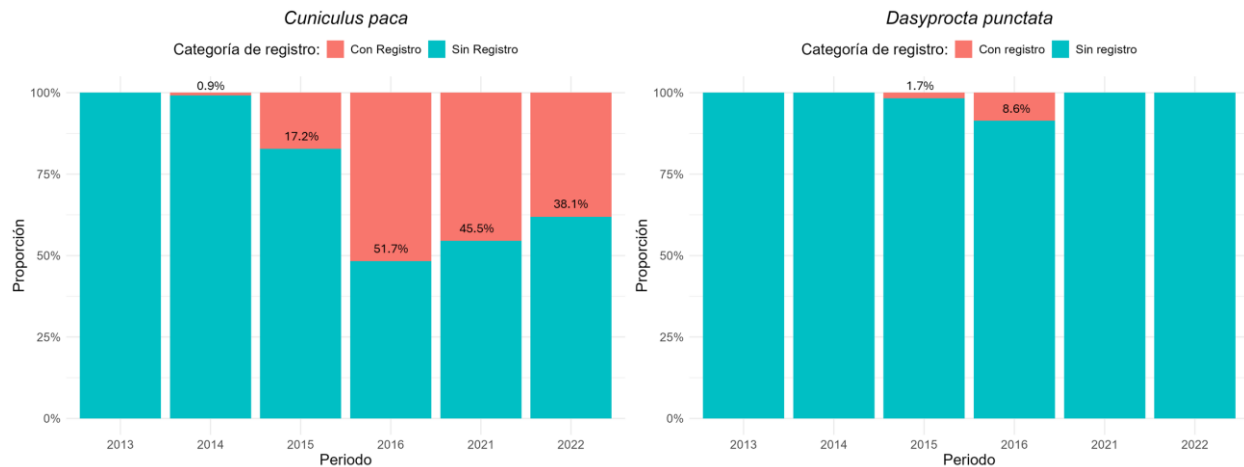


Figura 12. Proporción anual de cámaras trampa con y sin registros de individuos de *Cuniculus paca* y *Dasyprocta punctata* en Isla Cozumel.

5.2 Distribución espacial de los roedores silvestres introducidos de Cozumel (*Cuniculus paca* y *Dasyprocta punctata*)

A nivel general, se evidenció que ambas especies mostraron un comportamiento diferente respecto a la proporción de ocupación *naïve* y a la TCF. Por una parte, *C. paca* mostró una mayor cantidad de registros encontrándose presente en todas las categorías de las condiciones paisajísticas analizadas, a diferencia de *D. punctata*, cuyos registros se restringieron a categorías puntuales.

Ocupación naïve según diferentes condiciones paisajísticas

Los resultados mostraron que *C. paca* presentó valores de ocupación *naïve* consistentemente superiores en todas las condiciones paisajísticas evaluadas (zona de muestreo, tipos de vegetación y distancia a sitios con influencia antrópica) con relación a *D. punctata*. No se detectaron diferencias significativas entre categorías para *C. paca*. En contraste, *D. punctata* presentó diferencias significativas en el área de muestreo y en las categorías de distancia a áreas con influencia antrópica (**Cuadro 7**).

Cuadro 7. Ocupación naïve de *Cuniculus paca* y *Dasyprocta punctata* en diversas zonas de Isla Cozumel. Zona de muestreo: Zona Natural (ZN), Zona Natural con Influencia Antrópica (ZNIA) y Zona Urbana (ZU).

Condición paisajística	Categoría	<i>Cuniculus paca</i>			<i>Dasyprocta punctata</i>		
		Estaciones muestreadas	Estaciones con registro	Ocupación naïve	Estaciones muestreadas	Estaciones con registro	Ocupación naïve
Zonas de muestreo	ZN	71	14	0.197	71	4	0.056
	ZNIA	219	37	0.169	219	2	0.009
	ZU	30	5	0.167	30	0	0
	Prueba estadística	$\chi^2 = 0.257$; gl = NA; $p = 0.889$			$\chi^2 = 6.993$; gl = NA; $p = 0.041$		
Tipos de vegetación	Manglar	59	12	0.302	59	0	0
	Manglar-Tasistal-Duna costera	4	4	0.148	27	0	0
	Selva baja caducifolia	39	5	0.128	39	2	0.051
	Selva mediana subcaducifolia	142	29	0.204	142	4	0.028
	Tasistal-Dunas costeras	29	3	0.103	29	0	0
	Vegetación secundaria	24	3	0.125	24	0	0
	Prueba estadística	$\chi^2 = 2.755$; gl = NA; $p = 0.741$			$\chi^2 = 5.48$; gl = NA; $p = 0.351$		
Distancia a sitios con influencia antrópica (m)	< 500	100	16	0.16	100	0	0
	501–1,000	43	10	0.233	43	0	0
	1,001–1,500	47	13	0.277	47	5	0.106
	1,501–2,000	41	5	0.122	41	0	0
	> 2,000	89	12	0.135	89	1	0.011
	Prueba estadística	$\chi^2 = 5.195$; gl = NA; $p = 0.268$			$\chi^2 = 22.968$; gl = NA; $p = 0.001$		

5.3 Tasa de Captura Fotográfica (TCF)

Con el esfuerzo total de muestreo de 18,698 días trampa, se obtuvo un total de 251 registros independientes para ambas especies; de los cuales 13 corresponden al sereque y 238 al tepezcuinte. El sereque solo se registró en 2015 y 2016 y únicamente en dos zonas de muestreo, dentro de dos tipos de vegetación y a distancias media y alejada de áreas con actividad humana. En cambio, el tepezcuinte se registró en todos los años de muestreo, en las tres zonas de muestreo analizadas, en seis tipos de vegetación y en cinco rangos de distancias a áreas con influencia antrópica (**Cuadro 8**).

Cuadro 8. Registros independientes por zonas de muestreo, tipos de vegetación y distancia de áreas con influencia antrópica de los roedores silvestres introducidos de Cozumel. Zona de muestreo: Zona Natural (ZN), Zona Natural con Influencia Antrópica (ZNIA) y Zona Urbana (ZU).

Especie	Período	# de registros independientes por Zona de muestreo	# de registros independientes por tipos de vegetación	# de registros independientes por intervalo de distancia a áreas con influencia antrópica
<i>Dasyprocta punctata</i>	2013-2016	ZN 9	Selva mediana subcaducifolia 9	1,001 – 1,500 9
		ZNIA 4	Selva baja caducifolia 4	> 2,000 4
Total:		13	13	13
<i>Cuniculus paca</i>	2013-2016	ZN 40	Selva mediana subcaducifolia 133	< 500 37
			Vegetación secundaria 14	501 – 1,000 13
		ZNIA 130	Manglar 13	1,001 – 1,500 24
			Selva baja caducifolia 11	1,501 – 2,000 53
		ZU 7	Duna-tasistal 4	> 2,000 50
			Manglar-tasistal-duna 2	
	2021-2022	ZN 24	Manglar 53	< 500 5
			Manglar-tasistal-duna 4	501 – 1,000 38
		ZNIA 37	Selva mediana subcaducifolia 3	1,001 – 1,500 3
			Vegetación secundaria 1	> 2,000 15
Total:		238	238	238

Para el análisis de la Tasa de Captura Fotográfica (TCF) se trabajó con datos de 255 sitios de muestreo distribuidos en diferentes zonas de la isla y un esfuerzo de muestreo total de 17,735 trampas/noche. Con base en ello, se calcularon las TCF para cada especie considerando cuatro criterios principales: (1) por año de muestreo, (2) por zona de muestreo, (3) por tipo de vegetación y (4) según la distancia a áreas con influencia antrópica. Los resultados de la TCF presentaron mayores valores en el año 2016 y en la zona natural tanto para *C. paca* (1.872 y 1.403 respectivamente) como para *D. punctata* (0.137 y 0.197 respectivamente); sin embargo, *C. paca* mostró una mayor TCF en la selva mediana subcaducifolia (1.923) y entre los 1,501 – 2,000 m de distancia a áreas con influencia antrópica (3.340). Por el contrario, *D. punctata* mostró una mayor TCF en la selva baja caducifolia (0.253) y entre los 1,001 – 1,500 m de distancia a áreas con influencia antrópica (0.225) (**Cuadro 9**).

Cuadro 9. Tasa de Captura Fotográfica (TCF) de los roedores silvestres introducidos de Cozumel respecto a los años de muestreo y a diferentes consideraciones paisajísticas. Zona de muestreo: Zona Natural (ZN), Zona Natural con Influencia Antrópica (ZNIA) y Zona Urbana (ZU).

Criterio		Esfuerzo de muestreo	<i>Cuniculus paca</i>		<i>Dasyprocta punctata</i>	
			Registros independientes	TCF	Registros independientes	TCF
Periodo	2014	2,316	1	0.043	0	0
	2015	1,203	12	0.998	1	0.083
	2016	8,759	164	1.872	12	0.137
	2021	2,555	21	0.822	0	0
	2022	2,902	40	1.378	0	0
Zona de muestreo	ZN	4,562	64	1.403	9	0.197
	ZNIA	12,146	167	1.375	4	0.033
	ZU	1,027	7	0.682	0	0
Tipos de vegetación	Manglar	4,949	66	1.334	0	0
	Manglar-Tasistal-Duna costera	1,873	6	0.320	0	0
	Selva baja caducifolia	1,584	11	0.694	4	0.253
	Selva mediana subcaducifolia	7,071	136	1.923	9	0.127
	Tasistal-Dunas costeras	1,084	4	0.369	0	0
	Vegetación secundaria	1,174	15	1.278	0	0
Distancia a áreas con influencia antrópica	< 500	5,003	42	0.839	0	0
	501 – 1,000	3,168	51	1.610	0	0
	1,001 – 1,500	3,993	27	0.676	9	0.225
	1,501 – 2,000	1,587	53	3.340	0	0
	> 2,000	3,984	65	1.632	4	0.100

Diferencias en la TCF anual por periodos de muestreo

La TCF anual mostró que *D. punctata* fue registrada sólo durante 2015 y 2016. En cambio, *C. paca* se registró con mayor frecuencia, en más estaciones de muestreo y en todos los años de muestreo; con solo un registro independiente en 2014 pero mostrando un patrón ascendente moderado en los años posteriores (**Cuadro 10**).

Así mismo, hubo diferencias interanuales en el promedio de la TCF anual calculado por cámara dentro cada periodo. Por una parte, *D. punctata* mostró poca variabilidad en los años donde fue registrada; mientras que *C. paca* reflejó mayor variabilidad a lo largo de los años, con una TCF anual muy baja en 2014 y mayor en los años siguientes (**Cuadro 10**). Además, las desviaciones estándar fueron elevadas para ambas especies, debido a que varias cámaras trampa no contaron con ningún registro de las especies, indicando una dispersión considerable de los datos respecto a la media (**Figura 13**).

Cuadro 10. TCF promedio por cámara (con su desviación estándar D.E. entre paréntesis) de *Cuniculus paca* y de *Dasyprocta punctata* en Isla Cozumel durante los años 2014, 2015, 2016, 2021 y 2022.

Periodo	N° cámaras	<i>C. paca</i>	<i>D. punctata</i>
		TCF (D.E.)	TCF (D.E.)
2014	114	0.063 (0.669)	0
2015	58	1.072 (2.536)	0.082 (2.094)
2016	58	1.780 (3.368)	0.356 (2.094)
2021	22	0.881 (1.781)	0
2022	21	1.353 (3.333)	0

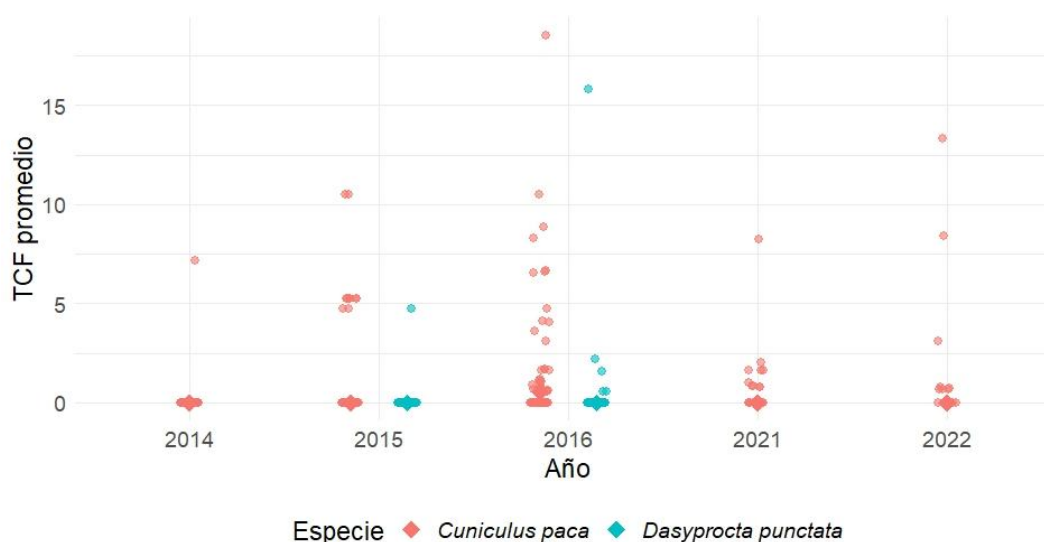


Figura 13. Tasa de Captura Fotográfica (TCF) promedio de *Cuniculus paca* y *Dasyprocta punctata*, por cámara durante los años 2014, 2015, 2016, 2021 y 2022 en Isla Cozumel.

Los datos no presentaron distribución normal (prueba de Shapiro-Wilk para cada año y para cada especie $p < 0.000$), ni homogeneidad de la varianza (prueba de Levene $F = 21.531$, $p = 4.368e-06$), indicando que los grupos son heterogéneos. Los resultados (Kruskal-Wallis) entre especies por cada año y entre años para cada especie mostraron diferencias significativas en todos los niveles de análisis, a excepción del año 2014 al comparar entre especies por cada año (**Cuadro 11**).

Cuadro 11. Prueba Kruskal-Wallis analizada en diferentes niveles en base a los periodos de muestreo.

NIVEL DE ANÁLISIS	Criterio	Chi-Cuadrada	Valor <i>p</i>
Entre especies (gl=1)		49.028	2.52E-12
Entre especies por cada año (gl=1)	2014	1	0.317
	2015	8.292	0.004
	2016	25.246	5.05E-07
	2021	12.384	0.000
	2022	9.509	0.002
Entre años para cada especie (gl=4)	<i>C. paca</i>	65.445	2.07E-13
	<i>D. punctata</i>	14.594	0.006

Los resultados de las pruebas post-hoc de Dunn revelaron diferencias significativas entre grupos en todos los niveles, excepto en 2014. El año 2016 destacó en todas las categorías de análisis como el periodo con diferencias más marcadas (entre especies: 2.50E-12; entre especies por cada año: 5.00E-07; entre años para cada especie: entre 2014 y 2016 para *C. paca* = 1.30E-12 y *D. punctata* = 2.80E-03). Esto sugiere que, en el año 2014 en particular, las TCFs promedio de las especies no difirieron significativamente entre sí, lo que podría indicar condiciones ambientales, biológicas o metodológicas particulares para ese periodo.

Diferencias en las TCF por zonas de muestreo

La TCF anual por especie basada en las zonas de muestreo reveló que *C. paca* está presente en las tres zonas de muestreo (ZN, ZNIA y ZU) durante casi todos los años de fototrampeo. En contraste, *D. punctata* sólo fue registrada en ZN y ZNIA, con mayor número de registros en la primera y única zona donde aparecieron en años consecutivos (2015 y 2016). La ausencia de datos en la ZU durante 2021 y 2022 se debe a que no se instalaron cámaras en esa zona de muestreo en dicho periodo; sin embargo, en años anteriores (2014–2016), *C. paca* fue registrada en la ZU, siendo en 2014 la única zona donde se detectó a esta especie; y en 2015 presentó la mayor TCF registrada en esa zona (1.177).

Así mismo, la TCF promedio mostró diferencias interanuales en cada zona de muestreo, reflejando desviaciones estándar elevadas para ambas especies, lo que indica una gran dispersión en los datos. En particular, se refleja un patrón muy peculiar en los datos de *D. punctata*, ya que muestra una tendencia a que sus registros disminuyan a medida que la zona se encuentra más alterada (**Figura 14**).

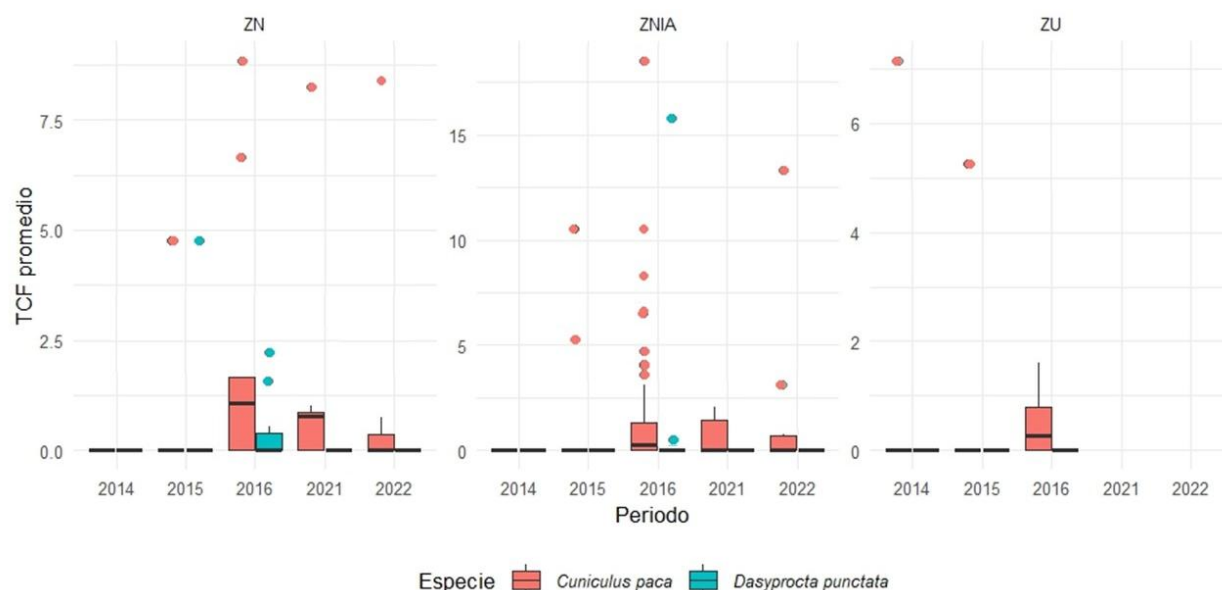


Figura 14. Tasa de Captura Fotográfica (TCF) promedio por cámara de *Cuniculus paca* y *Dasyprocta punctata* analizada por zonas de muestreo en Isla Cozumel durante los años 2014, 2015, 2016, 2021 y 2022.

Zona de muestreo: zona natural (ZN), zona natural con influencia antrópica (ZNIA) y zona urbana (ZU).

Dada la baja cantidad de datos para *D. punctata*, se optó por aplicar la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Los resultados de las comparaciones entre zonas de muestreo no mostraron diferencias significativas ($p = 0.272$). En cuanto a entre especies por zonas para cada año, los resultados variaron en todos los niveles, ya que unas zonas y periodos reflejaron valores significativos (ZNIA y ZN); particularmente la ZNIA en el año 2016 ya que presentó diferencias significativas entre especies ($p = 2.70E-06$). Por otro lado, la zona ZU no mostró diferencias significativas en ninguno de los años, aspecto que podría deberse a limitaciones en la muestra por la falta de cámaras colocadas en dicho periodo. Finalmente, el análisis por especie reveló que *D. punctata* presentó diferencias significativas entre las zonas de muestreo ($p = 0.027$), específicamente entre ZN y ZNIA ($p = 0.033$) (**Cuadro 12**). En general, *C. paca* mostró una distribución amplia en todas las zonas de muestreo, mientras que *D. punctata* se restringió a áreas menos perturbadas (ZN y ZNIA).

Cuadro 12. Prueba Kruskal-Wallis analizada en diferentes niveles en base a las zonas de muestreo: zona natural (ZN), zona natural con influencia antrópica (ZNIA) y zona urbana (ZU).

NIVEL DE ANÁLISIS	Criterio		Chi-Cuadrada	Valor <i>p</i>
Entre zonas de muestreo (gl=2)			2.604	0.272
Entre especies por cada zona de muestreo para cada año (gl=1)	2014	ZU	1	0.317
	2015	ZN	0.365	0.546
		ZNIA	6.431	0.011
		ZU	2.125	0.145
	2016	ZN	2.220	0.136
		ZNIA	22.011	2.71E-06
		ZU	2.286	0.131
	2021	ZN	6.536	0.0106
		ZNIA	5.812	0.0159
	2022	ZN	2.1538	0.142
		ZNIA	7.2306	0.007
Entre zonas de muestreo para cada especie (gl=5)	<i>C. paca</i>		0.83484	0.659
	<i>D. punctata</i>		7.2413	0.027

Diferencias en las TCF por tipos de vegetación

La TCF anual por especie, basada en los diferentes tipos de vegetación, reflejó que *C. paca* estuvo presente en seis tipos de vegetación a lo largo de todos los años, mostrando mayores valores en manglar, manglar–tasistal–duna costera y selva mediana subcaducifolia. Además, es importante precisar que fue registrada en vegetación secundaria con una TCF alta en 2016 y baja en 2022. Por otra parte, *D. punctata* mostró una variación más restringida, estando presente solo en dos tipos de vegetación (selva baja caducifolia y selva mediana subcaducifolia) y en dos periodos de muestreo (2015 y 2016), con TCFs muy bajas.

Así mismo, se detectaron diferencias interanuales en cada tipo de vegetación tras analizar el promedio de la TCF por cámara en cada periodo, reflejando en *C. paca* desviaciones estándar elevadas, lo que indica una alta variabilidad en los datos. En cambio, para *D. punctata* estas diferencias variaron en los tipos de vegetación donde fue registrada; de manera particular, en el año 2016, la selva baja caducifolia presentó una desviación estándar alta, que contrasta con el bajo valor obtenido en la selva mediana subcaducifolia (**Figura 15**).

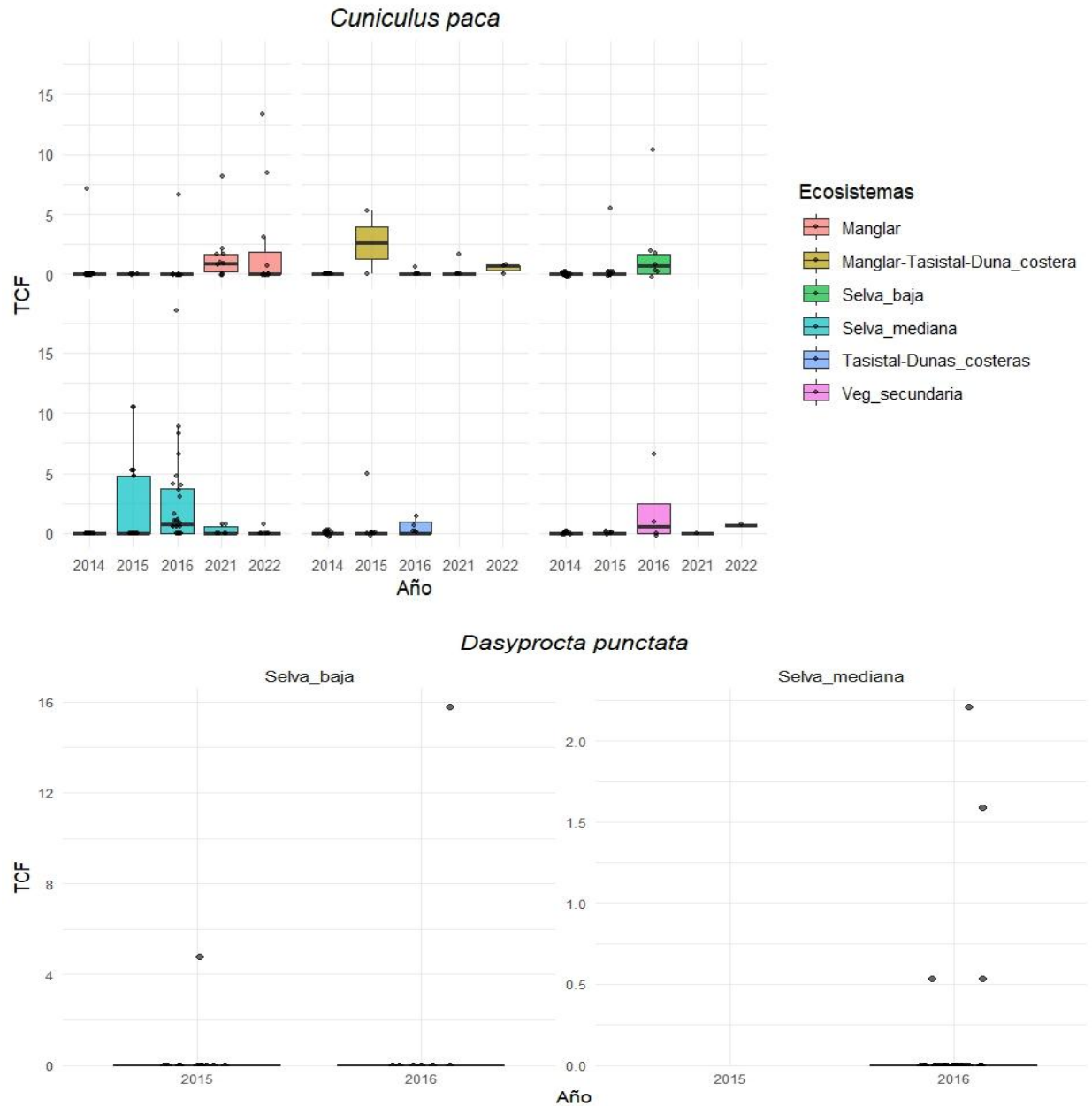


Figura 15. Distribución de la Tasa de Captura Fotográfica (TCF) promedio por cámara de *Cuniculus paca* y *Dasyprocta punctata* analizada por tipos de vegetación en Isla Cozumel durante los años 2014, 2015, 2016, 2021 y 2022.

Las TCF promedio difirieron entre los tipos de vegetación; y con la prueba post hoc de Dunn se identificó que esto se da principalmente por una diferencia en la TCF promedio entre la selva mediana subcaducifolia y el tasistal–dunas costeras ($p = 0.039$). Por otra parte, las TCF promedio entre especies por tipos de vegetación para cada año no mostraron variaciones consistentes; aunque el análisis post hoc sugiere que en la selva mediana subcaducifolia esta TCF promedio difiere entre especies en los años 2015

($p = 0.005$) y 2016 ($p = 0.000$), lo que indica una variación temporal puntual en este tipo de vegetación. Finalmente, sólo *C. paca* mostró variaciones significativas en sus TCF promedio entre tipos de vegetación ($p = 0.01$); sin embargo, la prueba post hoc descartó esta variación (**Cuadro 13**). En resumen, las diferencias significativas entre tipos de vegetación fueron más frecuentes para *C. paca*, y ciertos tipos específicos (como manglar y selva mediana subcaducifolia) presentaron diferencias notables en algunos años.

Cuadro 13. Prueba Kruskal-Wallis analizada en diferentes niveles en base a los tipos de vegetación.

NIVEL DE ANÁLISIS	Criterio		Chi-Cuadrada	Valor p
Entre tipos de vegetación (gl=5)			16.517	0.006
Entre especies por tipos de vegetación para cada año (gl=1)	2014	Manglar	1	0.317
	2015	Manglar-Tasistal-Duna costera	1	0.317
		Selva baja caducifolia	0.004	0.948
		Selva mediana subcaducifolia	7.924	0.005
		Tasistal-Duna costera	1	0.317
	2016	Manglar	1	0.317
		Manglar-Tasistal-Duna costera	1	0.317
		Selva baja caducifolia	1.607	0.205
		Selva mediana subcaducifolia	19.492	1.01E-05
		Tasistal-Duna costera	2.222	0.136
		Vegetación secundaria	2.286	0.131
	2021	Manglar	9.658	0.002
		Manglar-Tasistal-Duna costera	1	0.317
		Selva mediana subcaducifolia	2.2	0.138
	2022	Manglar	4.609	0.032
		Manglar-Tasistal-Duna costera	2.4	0.121
		Selva mediana subcaducifolia	1	0.317
		Vegetación secundaria	1	0.317
Entre tipos de vegetación para cada especie (gl=5)	<i>C. paca</i>		15.127	0.01
	<i>D. punctata</i>		7.481	0.187

Diferencias en las TCF por intervalos de distancias a áreas con intervención antrópica

Tras considerar las distancias a zonas con intervención antrópica, la TCF anual por especie reveló que *C. paca* presenta una alta prevalencia en todos los intervalos de distancia analizados, con un pico notable en 2016, lo que podría señalar condiciones particularmente favorables en ese año para su registro. En contraste, *D. punctata* tuvo una representación más restringida en el espacio (apareciendo únicamente en los intervalos de 1,001–1,500 m y >2,000 m) y tiempo (2015–2016), lo que podría indicar una preferencia por ciertos hábitats o bien una menor detectabilidad. Estos resultados sugieren que *D. punctata*

puede tener mayor sensibilidad a perturbaciones o requerimientos más estrictos de hábitat que *C. paca* (Figura 16).

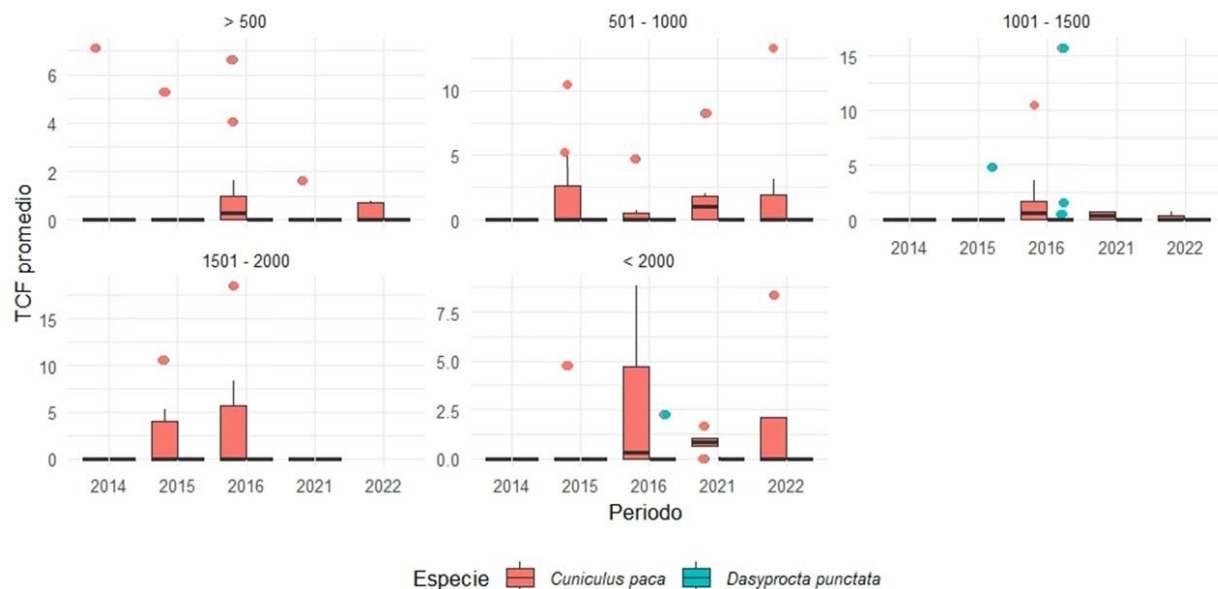


Figura 16. Distribución de la Tasa de Captura Fotográfica (TCF) promedio por cámara de *Cuniculus paca* y *Dasyprocta punctata* según los rangos de distancia a áreas con intervención antrópica en Isla Cozumel durante los años 2014, 2015, 2016, 2021 y 2022.

En general, para *C. paca* se obtuvieron registros fotográficos en todos los intervalos de distancias de intervención antrópica y periodos analizados, en particular en 2016, lo que sugiere un año favorable para su registro. En contraste, *D. punctata* muestra una representación mucho más limitada en términos de distancias (1,001-1,500 y >2,000) y periodos (2015 y 2016), reflejando posiblemente una mayor sensibilidad a la intervención antrópica o requerimientos de hábitat más estrictos.

Se detectaron diferencias significativas en la TCF según la distancia ($\chi^2 = 11.171$; $p = 0.025$), con diferencias destacadas entre los intervalos de 1,001–1,500 m y >2,000 m ($p = 0.029$). También se observaron diferencias significativas en años específicos (2015, 2016 y 2021), siendo 2016 el año con mayores contrastes entre ambas especies. Se observó lo opuesto en los años 2014 y 2022, donde no se detectaron diferencias en ningún intervalo de distancia. Por otra parte, los resultados del tercer nivel revelan que únicamente *D. punctata* mostró diferencias significativas ($p = 0.000$) en las TCFs promedio respecto a los intervalos de distancia a áreas con intervención antrópica, lo que indica una respuesta diferencial de la especie a estos gradientes espaciales, a diferencia de *C. paca* que presentó TCFs promedio relativamente homogéneas a lo largo de los intervalos de distancia analizados (**Cuadro 14**).

Cuadro 14. Prueba Kruskal-Wallis analizada en diferentes niveles con base en las distancias de intervención antrópica.

NIVEL DE ANÁLISIS	Criterio		Chi-Cuadrada	Valor <i>p</i>
Entre dist. de intervención antrópica (gl=4)			11.171	0.02471
Entre especies por cada distancia de intervención antrópica para cada año (gl=1)	2014	< 500	1	0.3173
	2015	< 500	4.273	0.039
		501 – 1,000	2.154	0.142
		1001 – 1,500	1	0.317
		1,501 – 2,000	2.182	0.14
		> 2,000	2.071	0.150
	2016	< 500	10.058	0.002
		501 – 1,000	2.182	0.14
		1,001 – 1,500	5.98	0.05
		1,501 – 2,000	3.486	0.062
		> 2,000	4.965	0.026
	2021	< 500	1	0.317
		501 – 1,000	5.021	0.025
		1,001 – 1,500	2.333	0.127
		> 2,000	4	0.046
	2022	< 500	3.485	0.062
		501 – 1,000	3.485	0.062
		1,001 – 1,500	1	0.317
		> 2,000	1	0.317
Entre distancias de intervención antrópica para cada especie (gl=4)	<i>C. paca</i>		5.913	0.659
	<i>D. punctata</i>		21.385	2.66E-04

5.4 Patrones de actividad

Para el análisis de los patrones de actividad se consideró un total de 15 registros independientes (con una separación entre ellos de al menos una hora) para *D. punctata* y 300 para *C. paca*. Los resultados de *D. punctata* indicaron un patrón marcadamente diurno, con un pico de actividad pronunciado antes del mediodía y un periodo de inactividad entre las 11:00 y 15:00 horas, seguido de un incremento leve hacia una parte del crepúsculo vespertino. En contraste, *C. paca* mostró un fenotipo principalmente nocturno, con actividad registrada durante toda la noche y parte del crepúsculo (**Cuadro 15**).

Cuadro 15. Patrón de actividad de *Dasyprocta punctata* y *Cuniculus paca* en Isla Cozumel. Registros independientes por hora para cada categoría del ritmo circadiano (con el porcentaje entre paréntesis) de fototrampeos durante los años 2014, 2015, 2016, 2021 y 2022.

Especies	Diurno	Crepuscular	Nocturno	Fenotipo
<i>D. punctata</i>	14 (93%)	1 (7%)	0 (0%)	Diurno
<i>C. paca</i>	3 (1%)	33 (11%)	264 (88%)	Mayormente nocturno

Se encontró que los patrones de actividad de estas especies tienen un grado de traslape bajo ($\Delta_1 = 0.084$), con escasa coincidencia en sus horarios de actividad, siendo esto último sobre todo en parte del crepúsculo (**Figura 17**). El valor de Delta empleado fue el Δ_1 basado en la proporción mínima de superposición, debido al bajo número de registros de *D. punctata* y a que es el estimador más conservador al basarse directamente en los datos observados sin suavizarlos. El análisis de estadística circular mediante la prueba no paramétrica de Watson-Wheeler corroboró que existe diferencias estadísticamente significativas entre los patrones de actividad de ambas especies (estadístico-W = 31.167; gl = 2; $p < 0.000$).

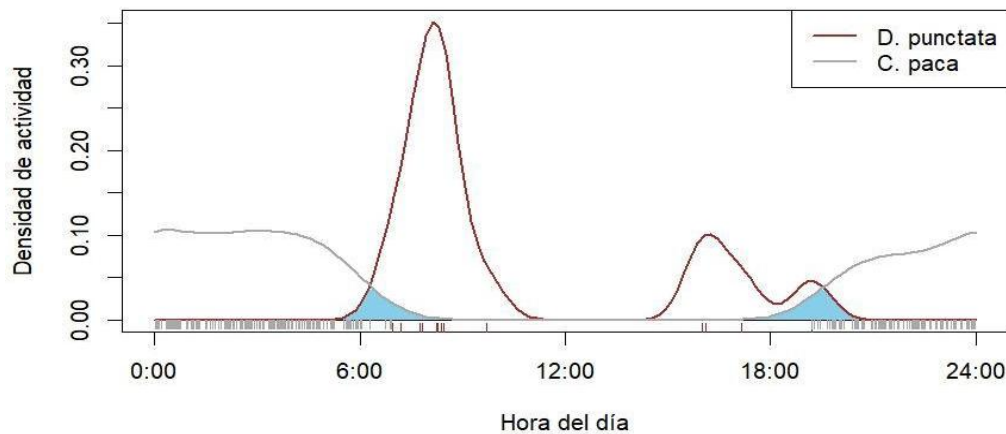


Figura 17. Superposición del patrón de actividad circadiano de *Cuniculus paca* y *Dasyprocta punctata* en Isla Cozumel durante los años 2014, 2015, 2016, 2021 y 2022.

6. DISCUSIÓN

Al ser este el primer estudio ecológico centrado en *Cuniculus paca* y *Dasyprocta punctata* como roedores silvestres introducidos en Isla Cozumel, los resultados obtenidos brindan información valiosa para

su monitoreo y manejo futuro. Los resultados son particularmente relevantes en el contexto insular, ambientes caracterizados en general por ecosistemas con alta fragilidad y una elevada proporción de endemismos (Olson 1989; Ceballos y Brown 1995; MacPhee y Flemming 1999; Frankham 2008), en los que las especies introducidas suelen tener mayores efectos negativos sobre la biodiversidad nativa (Courchamp et al. 2003; Triantis et al. 2010).

En este contexto, los fototrampeos llevados a cabo durante múltiples años y en distintos tipos de vegetación, o en zonas con diferente grado de intervención antrópica han permitido captar la heterogeneidad espacio-temporal de la presencia de ambas especies, en diferentes hábitats de la isla, así como sobre sus horarios de actividad, plasmando con esta investigación información inicial sobre su ecología en Cozumel.

Diversos autores han destacado la importancia de mantener enfoques metodológicos que integren múltiples sitios de muestreo, diferentes ecosistemas, covariables ambientales y periodos prolongados de estudio para obtener una comprensión más clara y robusta de los patrones ecológicos de las especies focales (O'Connell et al. 2011; Ahumada et al. 2013). Además, Tobler y colaboradores (2008) resaltan que el esfuerzo de muestreo es un factor determinante para detectar con precisión dichos patrones. Por estas razones, la cobertura a largo plazo llevada a cabo en este estudio (2013–2022) adquiere particular relevancia, considerando la necesidad de establecer líneas base sólidas en sistemas insulares, donde las fluctuaciones poblacionales pueden ser abruptas y estar asociadas a perturbaciones estocásticas o actividades humanas, como se ha documentado en otras islas (Courchamp et al. 2003).

6.1 Tasa de captura fotográfica y proporción de cámaras con detección de cada especie

A pesar del elevado número de estaciones de muestreo (320 cámaras trampa), la proporción de cámaras con registro de cada especie en general fue baja (menor al 50% en todos los muestreos menos en uno para *C. paca* y menor al 17% para *D. punctata*). Asimismo, las tasas de captura fotográfica fueron relativamente bajas tanto entre periodos como entre las condiciones paisajísticas (entre 0.043 y 3.340 para *C. paca* y entre 0 y 0.253 para *D. punctata*).

Estos valores, relativamente bajos de registro de ambas especies podrían estar asociados con factores metodológicos, lo cual pudo haber generado una detección imperfecta o reflejado simplemente una variación estocástica (Tobler et al. 2008; Rowcliffe et al. 2011; Burton et al. 2015). Por ejemplo, la ubicación de nuestras cámaras tiene una insuficiente representación de ambientes más alterados o de ecotono, o de caminos y veredas que pudieran usar más estas especies (Greco et al. 2025). Aunque

también se ha reportado que, para varias especies, colocar cámaras en caminos o veredas puede generar sesgos en los resultados de detección (Kays et al. 2010).

No obstante, los resultados indican que estas dos especies no alcanzan niveles de abundancia tan elevados como en sitios continentales (**Cuadro 16**), aun cuando ambas especies parecen haber sido introducidas en la isla posiblemente en la primera mitad del siglo XX (Merriam 1901; Hamblin 1980). Esto pudiera estar relacionado con restricciones en la disponibilidad de recursos (e.g. agua o frutos y semillas menos accesibles).

En las estaciones que sí cuentan con registros, *C. paca* tuvo tasas de captura fotográfica mayores que *D. punctata*. Esto es diferente a lo que normalmente se reporta para ambas especies en sitios continentales, donde *D. punctata*, o especies del mismo género, tienen tasas de captura fotográfica mayores que *C. paca*, cuyos registros suelen ser relativamente menores (**Cuadro 16**). En este sentido, la baja frecuencia de registros de *D. punctata* en Cozumel podría estar relacionada a un uso muy específico del hábitat o también con que, al ser diurna, localmente podría ser más fácilmente cazada o depredada por perros de libre rango que también tienen un patrón diurno de actividad (Lara-Godínez et al. 2024).

Cuadro 16. Comparación del total de registros independientes (RI) y la tasa de captura fotográfica total (TCF = registros independientes / 100 días-trampa) para *Dasyprocta punctata* (Dp) y *Cuniculus paca* (Cp) resultantes de varios sitios de estudio y en el presente trabajo en Cozumel.

PM = periodo de muestreo; EF = esfuerzo de muestreo total en días / trampa.

Referencia	Lugar	PM	EF	RI Dp	RI Cp	TCF Dp	TCF Cp
Santos-Moreno y Pérez-Irinea 2013	Los Chimalapas, Oaxaca	2008	300	5	29	1.67	9.67
Lira-Torres y Briones-Salas 2011	Selva Zoque, Oaxaca	2009-2010	4860	98	138	2.02	2.84
Jax et al. 2015	Parque Nacional Guatopo, Venezuela	2011	935	18	14	1.93	1.50
Hernández-Pérez et al. 2015	Noreste Península de Yucatán	2013-2014	3284	200	103	6.09	3.14
Figuerroa-de-León et al. 2017	Selva Lacandona, Chiapas	2013-2014	2226	-	191	-	8.58
Liduvina-Urbina 2019	Valle del Río Belice	2014-2015	5289	108	41	2.04	0.78
Mosquera-Guerra et al. 2018	Vichada, Colombia	2015-2016	7700	900	1346	11.69	17.48
Ganpat et al. 2021	Isla Trinidad, Venezuela	2016	2016	1554	-	77.08	-
Este estudio	Cozumel	2013-2022	18698	13	238	0.07	1.27

Por otra parte, debido a que *C. paca* presenta hábitos más secretivos, su abundancia suele ser menor en zonas con influencia antrópica (Santos-Moreno y Pérez-Irineo 2013; Figueroa-de-León et al. 2017; Sánchez-Reyes et al. 2023). Pero en Cozumel su tasa de registro fotográfica ha mostrado una tendencia creciente en el tiempo, lo que es sugerente que ha logrado establecerse en la isla, posiblemente por la ausencia de competidores y limitados depredadores naturales. Sin embargo, aún se desconoce el impacto que está generando en los ecosistemas, por lo que resulta crucial desarrollar más investigaciones sobre su ecología como especie introducida.

6.2 Distribución espacial de los roedores silvestres introducidos de Cozumel

De manera general, se evidenció que *C. paca* presentó una amplia distribución en la isla, al registrarse en seis tipos de vegetación, incluyendo zonas naturales y urbanas, sin que la distancia a áreas antropizadas influyera en su presencia. En el territorio continental se ha observado que esta especie tiene una tolerancia baja a media a la antropización, posiblemente porque en esas condiciones los depredadores del tepezcuintle son menos abundantes (Sánchez-Reyes et al. 2023).

De hecho, en ese sentido, la isla podría ser para *C. paca* un ambiente libre de depredadores, salvo el caso de los perros ferales que se consideran depredadores potenciales de esta especie y que además de ello, su presencia puede alterar los patrones de uso de hábitat de este roedor (Figueroa-de-León et al. 2017; Melo-Dias et al. 2024). Además, los resultados de la Tasa de Captura Fotográfica (TCF) indicaron fluctuaciones interanuales con una tendencia creciente, posiblemente relacionada con factores ambientales (precipitación, disponibilidad de recursos), ecológicos (competencia, depredación) o antrópicos (presión de caza, cambios en la cobertura vegetal).

En contraste, *D. punctata* presentó registros restringidos a tipos de vegetación específicos (selva baja caducifolia y selva mediana subcaducifolia), evitando zonas urbanas o con influencia antrópica. Asimismo, exhibió una baja TCF con tendencia decreciente a lo largo del tiempo, lo que sugiere una presencia escasa.

Se sabe que, aunque ambas especies pueden estar presentes en distintos tipos de ecosistemas, muestran una mayor cantidad de registros en selvas conservadas y una menor representatividad en zonas de vegetación secundaria o acahuales con presencia de cacería (Lira-Torres y Briones-Salas, 2011). Sin embargo, la preferencia de hábitat de *D. punctata* se asocia fuertemente con bosques poco perturbados y valles, mientras que *C. paca* se relaciona con bosques maduros y alta densidad de árboles (Jax et al. 2015), mostrando afinidad por ecosistemas riparios o asociados a cuerpos de agua (Mosquera-Guerra et al. 2018). En este contexto, pese a que se esperaba registrar a ambas especies en las mismas áreas de la

isla debido a la relación significativa entre sus abundancias (Figueroa-de-León et al. 2017), *D. punctata* se registró en menos sitios y ambientes, en contraste, *C. paca* fue registrada en diversos ambientes, con mayor presencia en ecosistemas de manglar, manglar-tasistal-duna costera y selva mediana subcaducifolia, esta última caracterizada por la presencia de aguadas temporales durante la temporada de lluvias.

Este patrón podría explicarse por el hecho de que, desde su introducción para el consumo local a principios del siglo XX (Merriam 1901) o quizá incluso desde el posclásico tardío cuando la isla fue ocupada por mayas (Hamblin 1980), *D. punctata* pudo haber estado más expuesta a la presión de caza debido a sus hábitos diurnos y su asociación directa con asentamientos humanos, siendo este un predictor significativo de su abundancia; en contraste con *C. paca*, que presenta un comportamiento nocturno y una marcada evasión a zonas antrópicas, lo que dificulta su captura (Liduvina-Urbina 2019).

Ganpat y colaboradores (2021) respaldan esta hipótesis al encontrar que la abundancia relativa de *Dasyprocta leporina* se asocia de forma inversa y significativa con la cacería; además, identificaron una relación significativa con la proximidad a caminos, registrándose con mayor frecuencia en áreas más cercanas a estos, lo que facilita su captura. Bajo este panorama, aunque actualmente esta práctica ha sido suprimida en la isla, la población de *D. punctata* pudo haberse restringido a zonas naturales más internas, evitando áreas con influencia antrópica.

Otro factor que podría explicar la baja incidencia de *D. punctata* es la depredación por parte de otras especies introducidas o invasoras presentes en la isla, como *Boa imperator*, *Leopardus wiedii*, *Leopardus pardalis* y perros ferales, lo que podría haber ocasionado un declive poblacional, como se ha documentado para otras especies (Bautista 2006; Torres-Villegas 2006; Vázquez-Domínguez et al. 2012; Valenzuela-Galván et al. 2022; Cuarón et al. 2025). Un caso particular es el del roedor endémico *Peromyscus leucopus cozumelae*, no registrado en Cozumel desde hace décadas y que probablemente ya se haya extinto, desafortunadamente, siendo las especies introducidas, especialmente *B. imperator*, la principal causa potencial de su desaparición (Gutiérrez-Granados 2003; Cuarón 2009; Fuentes-Montemayor et al. 2009).

En conjunto, estos hallazgos reflejan una dinámica diferenciada entre ambas especies introducidas, destacando la necesidad de continuar monitoreando su distribución y abundancia para comprender su papel ecológico actual y sus posibles impactos sobre la biodiversidad nativa de la isla.

6.3 Patrón de actividad

Los registros obtenidos permitieron establecer diferencias claras en los patrones de actividad de ambas especies de roedores silvestres introducidos. Por una parte, *C. paca* mostró una actividad predominantemente nocturna, con escasos registros en el crepúsculo; mientras que, *D. punctata* presentó un patrón de actividad exclusivamente diurno. Ello concuerda con estudios previos que caracterizan al comportamiento de estas especies con un solapamiento temporal (Santos-Moreno y Pérez-Irineo 2013; Jax et al. 2015).

Esta segregación temporal constituye un mecanismo de partición de nicho que facilita la coexistencia, reduciendo la competencia directa por recursos en aquellos sitios donde ambas especies se solapan espacialmente (Kronfeld-Schor y Dayan 2003). No obstante, durante el crepúsculo ambas especies presentan una superposición en sus horarios de actividad, condición que podría estar influenciada por disturbios humanos, presión de caza o factores ambientales (Michalski y Peres 2005; Harmsen et al. 2011). Blake y colaboradores (2012) respaldan esta observación al señalar que los patrones de actividad diaria de algunas especies pueden variar a lo largo de los meses debido a cambios estacionales o en el hábitat, así como presentar diferencias locales entre tipos de hábitats y a escalas geográficas.

7. CONCLUSIONES

De manera general, los resultados obtenidos evidencian diferencias marcadas entre *C. paca* y *D. punctata* en cuanto a su distribución espacial, preferencia de hábitat, abundancia relativa y patrón de actividad, lo que sugiere que las diferentes estrategias ecológicas de cada especie han influido en que estas especies invasoras se hayan establecido en Isla Cozumel. Hay que resaltar que *C. paca* ha logrado establecerse ampliamente en diversos ecosistemas, incluyendo zonas cercanas a la actividad humana, mientras que *D. punctata* muestra una distribución más restringida y una abundancia relativa comparativamente menor a la de *C. paca* y a lo que se reporta para la especie en sitios en el continente.

Factores como la presión de cacería histórica, modificaciones antrópicas en los ecosistemas y la susceptibilidad a depredadores introducidos o invasores parecen haber desempeñado un papel clave en estos patrones. Estas diferencias resaltan la importancia de implementar medidas de manejo y monitoreo, considerando las particularidades ecológicas de cada especie, así como los posibles impactos sobre la biodiversidad nativa de la isla. Se propone realizar otros estudios para conocer la dinámica ecológica ejercida por estas especies en los diferentes tipos de vegetación de Cozumel, y de ser necesario,

implementar programas que regulen sus poblaciones; además, de realizar campañas de esterilización, y en lo posible de erradicación, de perros ferales ya que afectan de manera directa a la biota de la isla.

8. LITERATURA CITADA

- Ahumada JA., Hurtado J. y Lizcano D. 2013. Monitoring the status and trends of tropical forest terrestrial vertebrate communities from camera trap data: a tool for conservation. PLoS ONE; 8(9): e73707. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0073707>
- Beck-King H., Helversen O.V. y Beck-King R. 1999. Home range, population density, and food resources of *Agouti paca* (Rodentia: Agoutidae) in Costa Rica: A study using alternative methods 1. Biotropica, 31(4): 675-685 pp.
- Blake J.G., Mosquera D., Loiselle B.A., Swing K., Guerra J. y Romo D. 2012. Temporal activity patterns of terrestrial mammals in lowland rainforest of eastern Ecuador. Ecotropica; 18(): 95-106 pp.
- Burton A.C., Neilson E., Moreira D., Ladle A., Steenweg R., Fisher J.T., Bayne E. y Boutin S. 2015. Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. Journal of Applied Ecology; 52(3): 675-685. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12432>
- Ceballos G. y Brown J.H. 1995. Global patterns of mammalian diversity, endemism, and endangerment. Conservation Biology, 9(): 559-568 pp.
- Ceceñas Y.M. y de León A.F. 2022. El único e inigualable tepezcuintle: Un pilar de las interacciones en las selvas de México. Therya ixmana, 1(2): 74-76 pp.
- Courchamp F., Chapuis J.L. y Pascal M. 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. Biological Reviews; 78(3): 347-383. doi:10.1017/S1464793102006061
- Cuarón A.D. 2009. Cozumel. 203-206 pp. In Gillespie R. & Clague D. A. (eds) Encyclopedia of islands. University of California Press, Berkeley, CA, U.S.A.
- Dubost G. y Henry O. 2006. Comparison of Diets of the Acouchy, *Agouti* and *Paca*, the Three Largest Terrestrial Rodents of French Guianan Forests. Journal of Tropical Ecology; 22(6): 641-651 pp. <http://www.jstor.org/stable/4092125>
- Engstrom M.D., Schmidt C.A., Morales J.C., y Dowler R.C. 1989. Records of mammals from Isla Cozumel, Quintana Roo, Mexico. The Southwestern Naturalist; 34(3): 413-415 pp.
- Figueroa-de-León A., Naranjo E.J., Perales H., Santos-Moreno A. y Lorenzo C. 2017. Abundance, density and habitat use of lowland paca (*Cuniculus paca*, Rodentia: Cuniculidae) in the Lacandon Rainforest, Chiapas, Mexico. Therya; 8(3): 199-208 pp. DOI: <https://doi.org/10.12933/therya-17-460>
- Frankham R. 2008. Inbreeding and Extinction: Island Populations. Conservation Biology, 12(3), 665-675. doi:10.1111/j.1523-1739.1998.9645
- Fuentes-Montemayor E., Cuarón A.D., Vázquez-Domínguez E., Benítez-Malvido J., Valenzuela-Galván D. y Andresen E. 2009. Living on the edge: roads and edge effects on small mammal populations. Journal of Animal Ecology, 78(): 857-865.
- Ganpat S., Giordano A. y Rostant L. 2021. Relative abundance of a geographically isolated population of red-rumped agouti (*Dasyprocta leporina*): a first assessment for Trinidad. Mastozoología Neotropical; 28(1): 001-016 pp. DOI: 10.31687/saremMN.21.28.2.0.04.e0617
- Giraldo-Amaya M. 2019. Patrones de ocupación y actividad de los roedores simpátricos *Cuniculus paca* y *Dasyprocta punctata* en áreas protegidas del norte de la cordillera central, Colombia. Tesis para obtener el grado de biólogo. Universidad Eafit - Escuela de Ciencias.
- Gray J.E. 1842. Descriptions of some new genera and fifty unrecorded species of Mammalia. Annals and Magazine of Natural History 10: 255-267 pp.
- Greco I., Salvatori M., Buonafede E., Pistolesi A., Corradini A., Cappai N., ... y Rovero F. 2025. Placement matters: Implications of trail-versus random-based camera-trap deployment for monitoring mammal communities. Ecological Applications, 35(5): e70083.
- Gutiérrez-Granados G. 2003. Ecología de los ratones de Cozumel y su relación con el sotobosque. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ecología. México.
- Hamblin N.L. 1980. Animal utilization by the Cozumel Maya: interpretation through faunal analysis. University of Arizona - Department of Anthropology. Thesis for the Degree of Doctor of Philosophy.
- Harmsen B.J., Foster R.J., Silver S., Ostro L. y Doncaster C.P. 2011. Jaguar and puma activity patterns in relation to their main prey. Mammalian Biology; 76(3): 320-324 pp. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2010.08.007>
- Hernández-Pérez E., Reyna-Hurtado R., Castillo Vela G., Sanvicente López M. y Moreira-Ramírez J.F. 2015. Fototrampeo de mamíferos terrestres de talla mediana y grande asociados a petenes del noroeste de la península de Yucatán, México. Therya; 6(3): 559-574 pp. <https://doi.org/10.12933/therya-15-290>

- Jammalamadaka S.R. y SenGupta A. 2001. Topics in circular statistics, section 2.2.1. Singapore: World Scientific Press.
- Jax E., Marin S., Rodríguez-Ferraro A. y Isasi-Catalá E. 2015. Habitat use and relative abundance of the spotted paca *Cuniculus paca* (Linnaeus, 1766) (Rodentia: Cuniculidae) and the red-rumped agouti *Dasyprocta leporina* (Linnaeus, 1758) (Rodentia: Dasyproctidae) in Guatopo National Park, Venezuela. *Journal of Threatened Taxa*; 7(1): 6739-6749 pp. <https://doi.org/10.11609/jott.o3915.6739-49>
- Jones J.K. y Lawlor T.E. 1965. Mammals from Isla Cozumel, Mexico, with description of a new species of harvest mouse. *Lawrence, University of Kansas* 16(3): 411-419 pp.
- Kays R., Tilak S., Kranstauber B., Jansen P.A., Carbone C., Rowcliffe M.J., Fountain T., Eggert J. y He Z. 2010. Monitoring wild animal communities with arrays of motion sensitive camera traps. *ArXiv Preprint*, ArXiv:1009.5718.
- Kronfeld-Schor N. y Dayan T. 2003. Partitioning of time as an ecological resource. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*; 34(1): 153–181 pp. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132435>
- Lara-Godínez S.A.L., Valenzuela-Galván D., González-Romero A., Cuarón A.D. Sosa V.J., Bernardo-Vázquez L. y Rodríguez-Luna C.R. 2024. Coexistence of native and invasive species: the case of the Critically Endangered endemic carnivores from Cozumel Island, Mexico. *Écoscience*, 31(3): 86-99 pp. DOI: 10.1080/11956860.2024.2432113
- Liduvina-Urbina Y. 2019. Patrones de actividad y abundancia relativa de especies presa de *Panthera onca* y *Puma concolor* en un paisaje modificado en el centro de Belice. Tesis para obtener el grado de Maestra en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural. El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR).
- Link A., Di Fiore A., Galvis N. y Fleming E. 2012. Patterns of mineral lick visitation by lowland tapir (*Tapirus terrestris*) and Lowland paca (*Cuniculus paca*) in a western amazonian rainforest in Ecuador. *Mastozoología Neotropical*; 19(1): 63-70.
- Linnaeus C. 1766. *Systema naturae per regna tria naturae, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis. Tomus I. Pars I. Editio duodecima, reformata. Laurentii Salvii, Holmiae*, 532 pp.
- Lira-Torres I. y Briones-Salas M. 2011. Impacto de la ganadería extensiva y cacería de subsistencia sobre la abundancia relativa de mamíferos en la Selva Zoque, Oaxaca, México. *Therya*; 2(3): 217-244 pp.
- MacPhee R.D.E. y Flemming C. 1999. Requiem Æternam: the last five hundred years of mammalian species extinctions. En: MacPhee, R.D.E. (ed.) *Extinctions in the near time. Causes, contexts and consequences*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York.
- Mandujano S. 2024. Índice de Abundancia Relativa y Tasa de Encuentro con trampas cámara. *Mammalogy Notes* 10 (1): 389. <https://doi.org/10.47603/mano.v10n1.389>.
- MARFUND - Fondo para el Sistema Arrecifal Mesoamericano. 2020. Especies Exóticas Invasoras más comunes de la Isla Cozumel. <https://marfund.org/es/wp-content/uploads/2020/09/Lista-de-Especies-Ex%C3%B9ticas-Invasoras-en-Cozumel.pdf>
- Melo-Dias M., Pedroso R.F., Rosa C., Massara R.L., Ribeiro L.G. y Passamani M. 2024. The effects of keystone resources and landscape of fear in modulating the spatiotemporal use of paca (*Cuniculus paca*) in Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology*, 104(5), 475-488.
- Meritt D.A. 1983. Preliminary observations on reproduction in the Central American Agouti, *Dasyprocta punctata*. *Brief Communications. Zoo Biology* 2: 127-131 pp.
- Merriam C.H. 1901. Six new mammals from Cozumel Island, Yucatán. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 14(): 99–104 pp.
- Michalski F. y Peres C.A. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation*; 124(3): 383-396 pp. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.045>
- Mittelman P., Dracxler C.M., Santos-Coutinho P.R. y Pires A.S. 2021. Sowing forests: a synthesis of seed dispersal and predation by agoutis and their influence on plant communities. *Biological Reviews*, 96(6): 2425-2445 pp.
- Mosquera-Guerra F., Trujillo F., Díaz-Pulido A.P. y Mantilla-Meluk H. 2018. Diversidad, abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos medianos y grandes, asociados a los bosques riparios del río Bitá, Vichada, Colombia. *Biota colombiana*; 19(1): 202-218 pp. <https://doi.org/10.21068/c2018v19n01a13>
- O'Connell A.F., Nichols J.D. y Karanth K.U. 2011. *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Springer. DOI 10.1007/978-4-431-99495-4
- O'Brien T.G., Kinnaird M.F. y Wibisono H.T. 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation*; 6(2): 131–139 pp. <https://doi.org/10.1017/S1367943003003172>
- Olson S. 1989. *Extinction on Islands: Man as a Catastrophe*. De: Western, D. y Pearl, M. 1989. *Conservation for the Twenty-first Century*. Wildlife Conservation International; New York Zoological Society. Oxford University Press. New York.
- Ortega-Gamboa T. 2019. Mecanismos que inciden en los ensambles de vertebrados frugívoros de la selva mediana subcaducifolia de isla Cozumel. Tesis de Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural. El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR).

- Patton J.L. 2015. Family Cuniculidae G. S. Miller and Gidley, 1918. Pp: 726-732. En: Patton, J. L., Pardiñas, U. F. J. y D'Elia, G. (eds) 2015. Mammals of South America, Volumen 2. Rodents. The University of Chicago Press. Chicago, London
- Patton J.L. y Emmons L.H. 2015. Family Dasyproctidae Bonaparte, 1838. Pp: 733-762. En: Patton, J. L., Pardiñas, U. F. J. y D'Elia, G. (eds). Mammals of South America. Volumen 2. Rodents. The University of Chicago Press. Chicago London.
- Pérez E. 1992. *Agouti paca*. Mammalian Species; 404: 1-7 pp. <https://doi.org/10.2307/3504102>
- R Core Team. 2024. R: A Language and Environment for Statistical Computing (Version 4.4.0) [Software de computación]. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Ridout M.S, Linkie M. 2009. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. J Agric Biolog Environ Stat. 14(3):322–337. doi: 10.1198/jabes.2009.08038.
- Rodríguez-Luna C.R., Servín J., Valenzuela-Galván D. y List R. 2024. A matter of time not of co-occurrence: temporal partitioning facilitates coexistence between coyotes (*Canis latrans*) and gray foxes (*Urocyon cinereoargenteus*) in temperate forests of Mexico. Mammalian Biology 104:363–377. <https://doi.org/10.1007/s42991-024-00412-8>
- Rovero F., Zimmermann F., Berzi D. y Meek P. 2013. "Which camera trap type and how many do I need?" A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. Hystrix - The Italian Journal of Mammalogy; 24(2): 148–156 pp. <https://doi.org/10.4404/hystrix-24.2-8789>
- Rovero F. y Marshall A.R. 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. Journal of Applied Ecology; 46(5): 1011–1017 pp. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01705.x>
- Rovero F. y Zimmermann F. 2016 Camera Trapping for Wildlife Research. Exeter: Pelagic Publishing, UK.
- Rowcliffe J.M., Carbone C., Jansen P.A., Kays R. y Kranstauber B. 2011. Quantifying the sensitivity of camera traps: an adapted distance sampling approach. Methods in Ecology and Evolution; 2(5): 464–476 pp. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00094.x>
- Sánchez-Reyes M., Chiappa-Carrara X., Vázquez-Domínguez E., Yáñez-Arenas C., Falconi M., Osorio-Olvera L. y Contreras-Díaz R.G. 2023. Human footprint effects on the distribution of the spotted lowland paca (*Cuniculus paca*). Therya; 14(1): 75-83 pp. DOI:10.12933/therya-23-2237
- Santos-Moreno A y Pérez-Irriño G. 2013. Abundancia de tepezcuintle (*Cuniculus paca*) y su relación con la presencia de competidores y depredadores en una selva tropical. Therya; 4(1): 89-98 pp. DOI: 10.12933/therya-13-97
- Seidelmann PK. y Wilkins GA. 2006. Introduction to positional astronomy. In: Seidelmann PK (ed) Explanatory supplement to the Astronomical Almanac. University Science Books, Sausalito, 1-38 pp.
- Smythe N. 1978. The natural history of the Central American Agouti. Smithsonian Contribution to Zoology. Smithsonian Institution Press 257:1-52 pp.
- Tobler M.W., Carrillo-Percastegui S.E., Leite Pitman R., Mares R. y Powell G. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. Animal Conservation; 11(3): 169–178 pp. doi:10.1111/j.1469-1795.2008.00169.x
- Triantis K.A., Borges P.A.V., Ladle R.J., Hortal J., Cardoso P., Gaspar C., Dinis F., Mendonça E., Silveira L.M.A., Gabriel R., Melo C., Santos A.M.C., Amorim I.R., Ribeiro S.P., Serrano A.R.M., Quartau J.A. y Whittaker R.J. 2010. Extinction debt on oceanic islands. Ecography, 33: 285-294. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06203.x>
- Vallejo A.F. y Boada C. 2021a. *Cuniculus paca*. En: Brito J., Camacho M.A., Romero V., Vallejo A.F. (eds). Mamíferos del Ecuador. Versión 2018.0. Museo de Zoología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Disponible en: <https://bioweb.bio/faunaweb/mammaliaweb/FichaEspecie/Cuniculus%20paca>
- Vallejo A.F. y Boada C. 2021b. *Dasyprocta punctata*. En: Brito J., Camacho M.A., Romero V., Vallejo A.F. (eds). Mamíferos del Ecuador. Versión 2018.0. Museo de Zoología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Disponible en: <https://bioweb.bio/faunaweb/mammaliaweb/FichaEspecie/Dasyprocta%20punctata>
- Van Schaik C.P. y Griffiths M. 1996. Activity Periods of Indonesian Rain Forest Mammals. Biotropica, 28(1), 105. doi:10.2307/2388775

6. DISCUSIÓN GENERAL DE LA TESIS

Este trabajo aporta una visión integral y actualizada sobre la situación de los roedores silvestres endémicos e introducidos de Isla Cozumel, con énfasis en su relevancia para la conservación biológica insular. A través de metodologías complementarias (captura-marcado-recaptura y fototrampeo), se identificaron patrones espaciales, temporales y poblacionales que permiten evaluar el estado actual de estas especies para orientar acciones de manejo y conservación adaptativas, particularmente ante la amenaza constante que representan los procesos de transformación del paisaje y la introducción de especies exóticas.

En cuanto a los roedores endémicos, se identificó un declive poblacional más acentuado que lo reportado en estudios previos, así como su ausencia en varios sitios históricamente ocupados. Estas especies mostraron preferencia de hábitat restringido solamente al manglar del noroeste de la isla, posiblemente como consecuencia de la pérdida de hábitats naturales y la presión ejercida por especies invasoras (Martínez-Morales y Cuarón 1999; Gutiérrez-Granados 2003; Vázquez-Domínguez et al. 2012; Cuarón et al. 2019; Valenzuela-Galván et al. 2022; Borja-Martínez y Vázquez-Domínguez 2024). Debido a los hábitos generalistas de los roedores endémicos, su capacidad para escalar y a sus adaptaciones a ecosistemas inundados (Esher et al. 1978; Bonoff y Janzen 1980; Rodríguez-Macedo 2016; Chablé-Santos y Sosa-Escalante 2010), los manglares resultan cruciales para su establecimiento, ya que presentan una alta productividad y diversidad de recursos, sobre todo de alimentación y refugio (Kathiresan y Bingham 2001; Granek y Ruttenberg 2007).

Entre las especies endémicas, *Reithrodontomys spectabilis* merece especial atención, ya que se evidenció un declive poblacional marcado, reflejado en un tamaño de muestra de apenas 10 individuos, distribuidos de forma aislada en un área de actividad amplia (15,847 m²), con escasa presencia de adultos y baja densidad (5.79 ind/ha), lo que refleja fragmentación poblacional y limitada capacidad reproductiva (Tanner 1966; Gutiérrez-Granados 2003; Fortes-Corona 2004; Fuentes-Montemayor et al. 2009; Espindola et al. 2014). Esta condición, sumada a la presión de depredadores introducidos (Martínez-Morales y Cuarón 1999; Gutiérrez-Granados 2003; Vázquez-Domínguez et al. 2012; Cuarón et al. 2019; Valenzuela-Galván et al. 2022; Borja-Martínez y Vázquez-Domínguez 2024), incrementa su riesgo de extinción local. La especie está categorizada como “En Peligro Crítico” por la UICN (Vázquez-Domínguez et al. 2018) y como “Amenazada” en la NOM-059-SEMARNAT-2010; sin embargo, con base en la evidencia obtenida, se propone reevaluar su estatus nacional y elevarla a la categoría de “En Peligro de Extinción”.

Por otra parte, *Oryzomys couesi cozumelae* mantiene una densidad estable respecto a registros históricos, lo que podría reflejar una población madura con reproducción continua. No obstante, se detectó una aglomeración de individuos (26.05 ind/ha) en un área efectiva reducida (8994 m²), lo que afecta su dinámica poblacional al incrementar la competencia por recursos, la detectabilidad de depredadores (Tanner 1966), así como la potencial transmisión de enfermedades y patógenos (Sotomayor-Bonilla 2009; Krawczyk et al. 2020); además de volverla más vulnerable a sufrir eventos de extinción local por catástrofes naturales (como los huracanes) o antrópicos (cambio de uso de suelo).

En cambio, *Peromyscus leucopus cozumelae* no fue registrada, lo que coincide con estudios anteriores y refuerza las preocupaciones sobre su posible extinción local, a pesar de que era considerada generalista y ampliamente distribuida en la isla hasta mediados del año 1980 (Engstrom et al. 1989). Su ausencia acentúa la necesidad de monitoreos focalizados para confirmar su situación actual, así como la urgencia de tomar acciones para conservar los ecosistemas prioritarios donde históricamente se le reportaba.

A pesar de que los registros recientes de los roedores endémicos se concentraron dentro del Área de Protección de Flora y Fauna “La porción norte y la franja costera oriental, terrestres y marinas de la Isla de Cozumel”, que actúa como un acervo de estas especies, la efectividad de esta zona como refugio se ve comprometida por amenazas puntuales, como la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales San Miguelito. Esta instalación ha sido señalada por su deficiente estado, y actualmente está en expansión después de presentar colapsos por superar la capacidad máxima y derrames recurrentes de residuos (Gob. QRoo y CAPA 2009), los cuales ponen en riesgo los ecosistemas costeros que sustentan a estas especies.

Respecto a los roedores silvestres introducidos, este estudio constituye el primer análisis comparativo de su abundancia, distribución y patrones espacio-temporales en Cozumel, lo que permite tener un acercamiento a la dinámica ecológica que estas especies podrían estar desempeñando en un entorno con alta fragilidad y endemismos que caracteriza a este sistema insular (MacPhee y Flemming 1999; Courchamp et al. 2003; Triantis et al. 2010). Si bien su frecuencia de ocurrencia fue baja, se identificaron diferencias marcadas entre especies. Por una parte, *C. paca* mostró una abundancia y expansión considerable en todos los tipos de vegetación, encontrándose actualmente distribuida en toda la isla, incluyendo zonas naturales y urbanas, mostrando mayor incidencia en manglar, manglar-tasistal-duna costera y selva mediana (caracterizada por aguadas temporales durante la temporada de lluvias). En

contraste, *Dasyprocta punctata* presentó una reducción en sus tasas de detección a lo largo del tiempo, limitada a selvas bajas caducifolias y medianas subcaducifolias, con ausencia en ambientes antropizados.

Estas diferencias pueden deberse a factores ecológicos, comportamentales o antrópicos; ya que desde su introducción en la isla para el consumo local (Hamblin 1980), *D. punctata* pudo haber estado más expuesta a cazadores por sus hábitos diurnos y su asociación significativa con caminos (Liduvina-Urbina 2019; Ganpat et al. 2021), además de ser presa de especies introducidas o invasoras en la isla como *Boa imperator*, *Leopardus wiedii*, *Leopardus pardalis* y perros ferales (Martínez-Morales y Cuarón 1999; González-Baca 2006; Torres-Villegas 2006; Romero-Nájera et al. 2007; MARFUND 2020; Valenzuela-Galván et al. 2022; Cuarón et al. 2025).

En contraste, *C. paca* es una especie nocturna y evasiva ante la presencia humana, por lo que pudo haber sido más difícil cazarla (Liduvina-Urbina 2019). Además, al ser de mayor tamaño y estar relacionada a hábitats con cuerpos de agua por su capacidad de nadar (Mosquera-Guerra et al. 2018), su depredación por parte de especies introducidas podría no ser tan intensa, permitiendo que su población se haya establecido exitosamente. La coincidencia espacial entre *C. paca* y los roedores endémicos, particularmente en manglares, plantea preocupaciones sobre posibles interacciones negativas, como competencia por recursos o alteración del microhábitat, aunque no se observaron indicios de exclusión directa.

Esta coexistencia en ecosistemas clave refuerza la urgencia de implementar programas de manejo integrales que consideren tanto a las especies nativas como a las exóticas. Los resultados de ambos capítulos destacan la importancia de conservar hábitats clave como manglares y selvas medianas, así como la necesidad de implementar programas de monitoreo a largo plazo que permitan detectar tendencias poblacionales y cambios en la distribución espacial de estos roedores. En conjunto, estos resultados subrayan la fragilidad de los sistemas insulares ante presiones ecológicas y antrópicas. La información generada permite actualizar el estado de conservación de las especies endémicas, identificar zonas prioritarias para su protección (como los manglares del noroeste) y diseñar estrategias de manejo adaptativo. Además, el estudio refuerza el valor de Cozumel como laboratorio natural para entender los efectos de la insularidad y la invasión biológica sobre la biodiversidad.

7. CONCLUSIONES

Este trabajo actualizó de manera significativa el conocimiento sobre la ecología espacial y poblacional de los roedores silvestres endémicos e introducidos de Isla Cozumel, aportando una visión

clara de los cambios en su abundancia y distribución a lo largo del tiempo. Los resultados evidencian una alarmante contracción en la distribución y abundancia de las especies endémicas, particularmente en *Reithrodontomys spectabilis*, cuyo escaso número de individuos, amplia área de actividad y baja proporción de adultos reproductivos reflejan un escenario crítico que justifica su recategorización nacional como especie “En Peligro de Extinción”.

Aunque *Oryzomys couesi cozumelae* mantiene una densidad relativamente estable, su alta concentración en áreas restringidas sugiere una marcada vulnerabilidad ante perturbaciones ambientales, eventos estocásticos y la presión ejercida por depredadores introducidos. De manera aún más alarmante, no se obtuvo ningún registro de *Peromyscus leucopus cozumelae*, lo que refuerza la hipótesis de su posible extinción local, dado que no ha sido documentada desde hace más de cuatro décadas.

Todas las capturas de los roedores endémicos se concentraron en los manglares del Área de Protección de Flora y Fauna al noroeste de la isla, destacando la importancia de estos hábitats como zonas núcleo de conservación. No obstante, este sitio se encuentra amenazado por fuentes de contaminación como la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales San Miguelito, situación que compromete su funcionalidad ecológica. Por ello, resulta urgente implementar medidas de conservación efectivas orientadas a la protección, como la evaluación periódica de la infraestructura de la Planta San Miguelito y de las condiciones bióticas y abióticas aledañas a esta construcción, así como acciones de restauración de estos hábitats críticos.

Por otro lado, los roedores silvestres introducidos presentan patrones diferenciados. *Dasyprocta punctata* muestra signos de regresión poblacional, probablemente asociados a factores ecológicos, depredación y posiblemente antecedentes de cacería histórica. En contraste, *Cuniculus paca* ha demostrado una notable capacidad de adaptación, logrando una expansión significativa incluso en ambientes naturales sensibles como los manglares, lo que podría representar una amenaza indirecta para las especies nativas. Por tanto, se recomienda incluir a esta especie en los programas de monitoreo y control de fauna exótica en Cozumel.

En conjunto, los hallazgos reafirman la fragilidad de la biota insular de Cozumel frente a la transformación del paisaje, la introducción de especies exóticas y la pérdida de hábitats. Por lo tanto, se enfatiza la necesidad de implementar acciones inmediatas para la conservación de los roedores endémicos. Estas deben incluir el fortalecimiento de los programas de monitoreo poblacional de manera periódica, el manejo de especies introducidas, la restauración de ecosistemas prioritarios como los manglares y la actualización del estatus en la NOM-059-SEMARNAT-2010 conforme a la evidencia

científica más reciente. La persistencia de estos roedores endémicos dependerá directamente del compromiso institucional y comunitario para mitigar las amenazas antrópicas y salvaguardar la singularidad biológica de esta isla mexicana.

8. LITERATURA CITADA

- Álvarez del Castillo-Cárdenas P., Reyes-Bonilla H., Álvarez-Filip L., Millet-Encalada M. y Escobosa-González L. 008. Cozumel Island, México: A disturbance history. Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium, Ft. Lauderdale, Florida. Session number 18.
- Álvarez-Castañeda S. y Ortega-Rubio A. 2003. Current status of rodents on islands in the Gulf of California. Biological Conservation 109: 157-163 pp.
- Amori G. y Clout M. 2003. Rodents on islands: a conservation challenge. De: Singleton, G.; Hinds, L.; Krebs, C. & Sprat, D. 2003. Rats, mice and people: rodent biology and management. Australian Centre for International Agricultural Research (ACIAR).
- Andersson M. y Erlinge S. 1977. Influence of Predation on Rodent Populations. Oikos, 29(3), 591. doi:10.2307/3543597
- Aragón E.; Castillo, Benjamín; Garza, Alfredo. 2002. Roedores en la dieta de dos aves rapaces nocturnas (*Bubo virginianus* y *Tyto alba*) en el noreste de Durango, México. Acta Zoológica Mexicana (nueva serie), 29-50 pp.
- Bautista S. M. 2006. Distribución, abundancia y dieta de perros y gatos ferales en la Isla de Cozumel. Tesis de Maestría. Posgrado en Manejo de Fauna Silvestre. Instituto de Ecología, A. C., Xalapa.
- Blackburn T.M. 2004. Avian Extinction and Mammalian Introductions on Oceanic Islands. Science, 305(5692), 1955–1958 pp. doi:10.1126/science.1101617.
- Bock C.E., Jones Z.F. y Bock J.H. 2006. Rodents communities in an exurbanizing southwestern landscape (U.S.A.) Conservation Biology, 20, 1242-1250 pp.
- Bonoff M.B. y Janzen D.H. 1980. Small terrestrial rodents in eleven habitats in Santa Rosa National Park, Costa Rica. Brenesia 17(): 163–174 pp.
- Borja-Martínez G.A. y Vázquez-Domínguez E. 2024. Urban colonization of invasive species on islands: *Mus musculus* and *Rattus rattus* genetics of establishment on Cozumel Island. Biological Invasions 26, 2737–2757 pp. <https://doi.org/10.1007/s10530-024-03343-0>
- Bravo C. 2020. Reseña del Huracán “Delta” del Océano Atlántico. Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), Unidad de Servicio Meteorológico Nacional.
- Brown J.H. 1984. On the Relationship between Abundance and Distribution of Species. The American Naturalist, 124(2), 255–279 pp. doi:10.1086/284267.
- Cardillo M., Mace G.M., Gittleman J.L., Jones K.E., Bielby J. y Purvis A. 2008. The predictability of extinction: biological and external correlates of decline in mammals. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 275(1641), 1441–1448 pp. doi:10.1098/rspb.2008.0179
- Ceballos G. y Arroyo-Cabrales J. 2012. Lista actualizada de los mamíferos de México 2012. Revista Mexicana de Mastozoología (nueva época); 2(2): 27–80 pp.
- Ceballos G. y Brown J.H. 1995. Global patterns of mammalian diversity, endemism, and endangerment. Conservation Biology, 9(): 559-568 pp.
- Cervantes F. y Ballesteros-Barrera C. 2012. Estudios sobre la Biología de Roedores Silvestres Mexicanos. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología.
- Chablé-Santos J.B. y Sosa-Escalante J.E. 2010. Valoración y medición de la biodiversidad de aves y mamíferos terrestres de la Reserva Ría Celestún, Yucatán, México. 97-125 pp. En Acost-Lugo, E., ed. Plan de Conservación de la Ecoregión: Petenes Celestún-Plamar. Universidad Autónoma de Campeche, Pronatura Península de Yucatán AC.
- Cole R.J. 2009. Postdispersal Seed Fate of Tropical Montane Trees in an Agricultural Landscape, Southern Costa Rica. Biotropica, 41(3), 319–327 pp. doi:10.1111/j.1744-7429.2009.00490.x
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2016. Programa de Manejo Área de Protección de Flora y Fauna la porción norte y la franja costera oriental, terrestres y marinas de la Isla de Cozumel. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Iztapalapa, D.F., México. 243 pp.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2023. Unidad de Servicio Meteorológico Nacional. Portal web: <https://smn.conagua.gob.mx/es/>

- Copa-Álvaro A.M.C. 2007. Efectos de los huracanes Emily y Wilma en los mamíferos medianos de Cozumel. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ecología. México.
- Courchamp F., Chapuis J.L., Pascal M. 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews*; 78(3): 347–383. doi:10.1017/S1464793102006061
- Cozumel Ayuntamiento. 2021. Plan Municipal de Desarrollo de Cozumel 2021-2024. Disponible en: <https://cozumel.gob.mx/wp-content/uploads/2022/04/Plan-Municipal-de-Desarrollo-de-Cozumel-2021-2024.pdf>
- Cuarón A.D. 2009. Cozumel. Pp. 203–206 in Gillespie R. & Clague D. A. (eds) *Encyclopedia of islands*. University of California Press, Berkeley, CA, U.S.A.
- Cuarón A.D., Martínez-Morales M.A., Valenzuela-Galván D., Vázquez-Domínguez E. y Vázquez L.B. 2019. Diagnóstico de las invasiones biológicas de vertebrados exóticos en la Isla Cozumel y propuesta de plan para su manejo. Servicios Ambientales, Conservación Biológica y Educación A. C. Informe final SNIB-CONABIO, Proyecto No. LI028. Ciudad de México.
- Cuarón A.D., Valenzuela-Galván D., Vázquez-Domínguez E., Copa A.E, Palacios-Aldana L., Villaloz J., Aguilar-Guerrero A., Rodríguez-Luna R., Lara-Godínez S. y Vázquez LB. 2025. Recurrent Conservation Paradoxes: Imperiled Predators Introduced onto a Biodiversity-Rich Island. *Tropical Conservation Science*; Volume 18: 1–8 pp. DOI: 10.1177/19400829251404758
- Davidson A.D., Ponce E., Lightfoot D.C., Fredrickson E.L., Brown J.H., Cruzado J., Brantley S., Sierra-Corona R., List R., Toledo D. y Ceballos G. 2010. Rapid response of a grassland ecosystem to an experimental manipulation of a keystone rodent and domestic livestock. *Ecology*, 91(11), 3189–3200. doi:10.1890/09-1277.1
- Davidson A.D., y Lightfoot D.C. 2008. Burrowing rodents increase landscape heterogeneity in a desert grassland. *Journal of Arid Environments*, 72(7), 1133–1145. doi:10.1016/j.jaridenv.2007.12.015
- Davidson A.D., y Morris D. 2001. Density-dependent foraging effort of Deer Mice (*Peromyscus maniculatus*). *Ecological Society - Functional Ecology*, 15(): 575 – 583 pp.
- Davidson W.V. 1975. The geographical setting. pp. 47-59. In: J. A. Sabloff and W. L. Rathje (eds.). *Changing pre-Columbian commercial systems*. Peabody Museum Monograph No. 3. Harvard University. USA
- De la Cruz-Ramírez A. y Sánchez-Soto S. 2016. Estructura poblacional de roedores plaga en caña de azúcar (*Saccharum* spp.) en la Chontalpa, Tabasco, México. *Agroproductividad*; 9(7): 35-40 pp.
- Durán-Antonio J. y González-Romero A. 2018. Efecto del pastoreo sobre una comunidad de roedores nocturnos en pastizales del Valle de Perote, Veracruz. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 89 (): 268-281 pp. <https://doi.org/10.22-201/ib.20078706e.2018.1.2265>
- Engstrom M.D., Schmidt C.A., Morales J.C., y Dowler R.C. 1989. Records of mammals from Isla Cozumel, Quintana Roo, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 34(3), 413-415.
- Esher R.J., Wolfe J.L. y Layne J.N. 1978. Swimming Behavior of Rice Rats (*Oryzomys palustris*) and Cotton Rats (*Sigmodon hispidus*). *Journal of Mammalogy*; 59(3): 551–558 pp. <https://doi.org/10.2307/1380231>
- Espindola S., Cuarón A.D., Gaggiotti O. y Vázquez-Domínguez E. 2014. High genetic structure of the Cozumel Harvest mice, a critically endangered island endemic: conservation implications. *Conservation Genetics*; 15(): 1393-1402 pp.
- Fattorini S. 2017. Endemism in historical biogeography and conservation biology: concepts and implications. *Biogeographia – The Journal of Integrative Biogeography* 32 (): 47–75 pp.
- Fondo para el Sistema Arrecifal Mesoamericano (MARFUND). 2020. Especies Exóticas Invasoras más comunes de la Isla Cozumel. <https://marfund.org/es/wp-content/uploads/2020/09/Lista-de-Especies-Ex%C3%B1oticas-Invasoras-en-Cozumel.pdf>
- Fortes-Corona I. 2004. Ecología de roedores endémicos de la Isla Cozumel, Quintana Roo, México. Tesis de Licenciatura en Biología. Universidad de Guadalajara, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Las Agujas, Zapopan, Jal.
- Frankham R. 2008. Inbreeding and Extinction: Island Populations. *Conservation Biology*, 12(3), 665–675. doi:10.1111/j.1523-1739.1998.9645
- Franklin J.F. 1989. Importance and Justification of Long-Term Studies in Ecology. *Long-Term Studies in Ecology*, 3–19. doi:10.1007/978-1-4615-7358-6_1
- Fuentes-Montemayor E., Cuarón A.D., Vázquez-Domínguez E., Benítez-Malvido J., Valenzuela-Galván D. y Andresen E. 2009. Living on the edge: roads and edge effects on small mammal populations. *Journal of Animal Ecology*, 78(): 857-865.
- Galván M. 2020. Estructura de la comunidad de roedores silvestres asociados a Jales de Huautla, Morelos. Tesis de Maestría en Biología Integrativa de la Biodiversidad y la Conservación. Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación. Cuernavaca, Morelos.
- Ganpat S., Giordano A. y Rostant L. 2021. Relative abundance of a geographically isolated population of red-rumped agouti (*Dasyprocta leporina*): a first assessment for Trinidad. *Mastozoología Neotropical*; 28(1): 001-016 pp. DOI: 10.31687/saremMN.21.28.2.0.04.e0617

- García-Aguilar A. 2010. Evaluación de los cambios en la estructura genética de *Oryzomys couesi cozumelae* posterior a los huracanes Emily y Wilma en Cozumel, Quintana Roo. Tesis de Licenciatura para Biólogo. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ecología. México.
- Gobierno del Estado de Quintana Roo (Gob. Q Roo) y Comisión de Agua Potable y Alcantarillado (CAPA). 2009. Ampliación de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales San Miguelito, Cozumel, Quintana Roo". Manifestación de Impacto Ambiental Modalidad Particular. Disponible en: <http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/qroo/estudios/2009/23QR2009H0041.pdf>
- González-Baca C. 2006. Ecología de forrajeo de *Boa constrictor*. Un depredador introducido a la Isla Cozumel. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma Nacional de México, Centro de Investigaciones en Ecosistemas. México.
- Granek E.F. y Ruttenberg B.I. 2007. Protective capacity of mangroves during tropical storms: a case study from 'Wilma' and 'Gamma' in Belize. *Marine Ecology Progress Series*; 343 (): 101–105 pp. doi: 10.3354/meps07141
- Gutiérrez-Granados G. 2003. Ecología de los ratones de Cozumel y su relación con el sotobosque. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ecología. México.
- Hafner D.J., Yensen E. y Jr. Kirkland G.L. (Eds). 1998. North American Rodents. Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN/SSC Rodent Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 171 pp
- Hamblin N.L. 1980. Animal utilization by the Cozumel Maya: interpretation through faunal analysis. University of Arizona - Department of Anthropology. Thesis for the Degree of Doctor of Philosophy.
- Hanna E. y Cardillo M. 2013. Island mammal extinctions are determined by interactive effects of life history, island biogeography and mesopredator suppression. *Global Ecology and Biogeography*, 23(4), 395–404. doi:10.1111/geb.12103
- Harper G. y Bunbury N. 2015. Invasive rats on tropical islands: Their population biology and impacts on native species. *Global Ecology and Conservation*, 3(): 607–627 pp. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2015.02.01>
- Harris D.B. 2008. Review of negative effects of introduced rodents on small mammals on islands. *Biological Invasions*, 11(7), 1611–1630 pp. DOI: doi:10.1007/s10530-008-9393-0
- Hernández-Unzón A. y Bravo C. 2005a. Resumen del Huracán "Emily" del Océano Atlántico. Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), Unidad de Servicio Meteorológico Nacional.
- Hernández-Unzón A. y Bravo C. 2005b. Resumen del Huracán "Wilma" del Océano Atlántico. Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), Unidad de Servicio Meteorológico Nacional.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2020. Censo de Población y Vivienda 2020. Disponible en: <https://www.inegi.org.mx/app/cpv/2020/resultadosrapidos/default.html?texto=cozumel%20quintana%20roo>
- Jones J.K. y Lawlor T.E. 1965. Mammals from Isla Cozumel, Mexico, with description of a new species of harvest mouse. *Lawrence, University of Kansas* 16(3): 411-419 pp.
- Kathiresan K y Bingham B.L. 2001. Biology of Mangroves and Mangrove Ecosystems. *Advances in marine biology* 40(): 81-251 pp.
- Krawczyk A.I., van Duijvendijk G.L.A., Swart A., Heylen D, Jaarsma R.I., Jacobs F.H.H., Fonville M., Sprong H. y Takken W. 2020. Effect of rodent density on tick and tick-borne pathogen populations: consequences for infectious disease risk. *Parasites Vectors*; 13, N°34. <https://doi.org/10.1186/s13071-020-3902-0>
- Lesser H., Azpeitia J. y Lesser J. 1978. Geohidrología de la Isla de Cozumel, Quintana Roo. *Recursos Hidráulicos*, II (1), 32–50.
- Liduvina-Urbina Y. 2019. Patrones de actividad y abundancia relativa de especies presa de *Panthera onca* y *Puma concolor* en un paisaje modificado en el centro de Belice. Tesis para obtener el grado de Maestra en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural. El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR).
- MacPhee R.D.E. y Flemming C. 1999. Requiem Æternam: the last five hundred years of mammalian species extinctions. En: MacPhee, R.D.E. (ed.) *Extinctions in the near time. Causes, contexts and consequences*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York.
- Martínez-Morales M.A. 1996. The Cozumel Curassow: abundance, habitat preference and conservation. University of Cambridge. Tesis Magistral. Cambridge, U.K.
- Martínez-Morales M.A. y Cuarón A.D. 1999. *Boa constrictor*, an introduced predator threatening the endemic fauna on Cozumel Island, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 8: 957–963.
- Mellink E., Ceballos G., y Luévano J. 2002. Population demise and extinction threat of the Angel de la Guarda deer mouse (*Peromyscus guardia*). *Biological Conservation*, 108(1): 107–111 pp. doi:10.1016/s0006-3207(02)00095-2
- Merriam C.H. 1901. Six new mammals from Cozumel Island, Yucatán. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 14(): 99–104 pp.
- Mittermeier R.A., Robles Gil P. y Goettsch de M.C. 1997. Megadiversidad. Los países biológicamente más ricos del mundo. Agrupación Sierra Madre, S. C. y CEMEX, México, D. F.

- Mosquera-Guerra F., Trujillo F., Díaz-Pulido A.P. y Mantilla-Meluk H. 2018. Diversidad, abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos medianos y grandes, asociados a los bosques riparios del río Bitá, Vichada, Colombia. *Biota colombiana*; 19(1): 202-218 pp. <https://doi.org/10.21068/c2018v19n01a13>
- Navarro-Ramírez M.G. 2005. Conocimientos y percepciones sobre la fauna por los habitantes de la Isla Cozumel. Tesis de Licenciatura en Biología. Universidad de Guadalajara, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. México.
- Olson S. 1989. Extinction on Islands: Man as a Catastrophe. De: Western, D. y Pearl, M. 1989. Conservation for the Twenty-first Century. Wildlife Conservation International; New York Zoological Society. Oxford University Press. New York.
- Paine C.E.T., Beck H. y Terborgh, J. 2016. How mammalian predation contributes to tropical tree community structure. *Ecology*, 97(12), 3326–3336. doi:10.1002/ecy.1586
- Paine C.E.T., y Beck H. 2007. Seed predation by neotropical rain forest mammals increases diversity in seedling recruitment. *Ecology*, 88(12), 3076–3087. doi:10.1890/06-1835.1
- PNUD-INECC. 2016. Impactos de la elevación del nivel del mar en la población humana de 35 islas pobladas y prioritarias de México. Informe Final. Autor y responsable técnico: Alfonso Aguirre Muñoz. Seguimiento técnico por INECC: Karina Santos y José Machorro Reyes. Elaborado en el marco del proyecto #86487 "Plataforma de Colaboración sobre Cambio Climático y Crecimiento Verde entre Canadá y México", Coordinador: Alejandro Monterroso Rivas. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático y el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. Ciudad de México. 12p.
- Pregill G.K., Steadman D.W., y Watters D.R. 1994. Late Quaternary vertebrate faunas of the Lesser Antilles: historical components of Caribbean biogeography. *Bull. Carnegie Mus. Nat. Hist.* 30:1-51.
- Pulliam H. R. 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*, 3(4), 349–361. doi:10.1046/j.1461-0248.2000.00143.x.
- Ramírez-Pulido J., González-Ruiz N., Gardner A. y Arroyo-Cabrales J. 2014. List of Recent Land Mammals of Mexico, 2014. Special Publications of the Museum of Texas Tech University, Number 63.
- Rodríguez-Macedo M. 2016. Efectos del tamaño y conectividad de los fragmentos sobre la composición de pequeños roedores en Laguna de Términos, Campeche, México. Tesis de Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural. El Colegio de la Frontera Sur - ECOSUR. México.
- Rodríguez-Moreno A. 2006. Tendencias poblacionales de *Chaetodipus spinatus* pullus en isla Coronados: Riesgos de extinción por efectos estocásticos, determinísticos y actividad humana. Tesis Doctoral. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. La Paz.
- Rodríguez-Moreno A., Arnaud G. y Tershy B. 2007. Impacto de la erradicación del gato (*Felis catus*), en dos roedores endémicos de la Isla Coronados, Golfo de California, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 23(1): 1-13 pp.
- Romero-Nájera I., Cuarón A.D. y González-Baca C. 2007. Distribution, abundance, and habitat use of introduced *Boa constrictor* threatening the native biota of Cozumel Island, Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 16(4), 1183–1195. doi:10.1007/s10531-006-9101-27
- Roycroft E., MacDonald A., Moritz C., Moussalli A., Portela Migueze R. y Rowe K. 2021. Museum genomics reveals the rapid decline and extinction of Australian rodents since European settlement. *PNAS*, 118(27): e2021390118. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.2021390118>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2010. NORMA Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres - Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio - Lista de especies en riesgo. Disponible en: https://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/435/1/NOM_059_SEMARNAT_2010.pdf
- Shiels A.B. y Pitt W.C. 2014. A Review of Invasive Rodent (*Rattus* spp. And *Mus musculus*) Diets on Pacific Islands. USDA National Wildlife Research Center - Staff Publications. 1781: 161-165 pp. DOI: https://digitalcommons.unl.edu/icwdm_usdanwrc/1781
- Siahsarvie R., Auffray J.C., Darvish J., Rajabi-Maham H., Yu H.T., Agret S., Bonhomme F. y Claude J. 2012. Patterns of morphological evolution in the mandible of the house mouse *Mus musculus* (Rodentia: Muridae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 105(3): 635–647 pp. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2011.01821.x>
- Sotomayor-Bonilla J. 2009. sociación de *Leptospira* con los roedores nativos y exóticos de la isla Cozumel, México. Tesis de Licenciatura en Medicina Veterinaria y Zootecnia. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. México.
- St Clair J.J.H. 2011. The impacts of invasive rodents on island invertebrates. *Biological Conservation*, 144(1): 68–81 pp. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.10.006>
- Stapp P. y Polis G.A. 2003. Marine resources subsidize insular rodent populations in the Gulf of California, Mexico. *Oecologia*, 134(4), 496–504. doi:10.1007/s00442-002-1146-7

- Suárez-Atilano M., Cuarón A.D. y Vázquez-Domínguez E. 2019. Deciphering Geographical Affinity and Reconstructing Invasion Scenarios of *Boa imperator* on the Caribbean Island of Cozumel. *Ichthyology & Herpetology*, 107(4): 606–621 pp. doi:10.1643/CG-18-102
- Swilling W.R., Wooten M.C., Holler N.R., y Lynn W.J. 1998. Population Dynamics of Alabama Beach Mice (*Peromyscus polionotus ammobates*) following Hurricane Opal. *The American Midland Naturalist*, 140(2): 287–298 pp. DOI: [http://dx.doi.org/10.1674/0003-0031\(1998\)140\[0287:PDOABM\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1674/0003-0031(1998)140[0287:PDOABM]2.0.CO;2).
- Tanner J.T. 1966. Effects of Population Density on Growth Rates of Animal Populations. *Ecology*; 47(5): 733–745 pp. doi:10.2307/1934260
- Téllez-Valdés O. y Cabrera-Cano E.F. 1987. Listados florísticos de México. VI. Flórula de la Isla de Cozumel, Q. R. Instituto de Biología, UNAM. México.
- Téllez-Valdés O., Cabrera-Cano E., Linares E. y Bye R. 1989. Las plantas de Cozumel. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Torres-Villegas C.P. 2006. Distribución, abundancia y comportamiento de perros y gatos en la Isla de Cozumel. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Triantis K.A., Borges P.A.V., Ladle R.J., Hortal J., Cardoso P., Gaspar C., Dinis F., Mendonça E., Silveira L.M.A., Gabriel R., Melo C., Santos A.M.C., Amorim I.R., Ribeiro S.P., Serrano A.R.M., Quartau J.A. y Whittaker R.J. 2010. Extinction debt on oceanic islands. *Ecography*, 33: 285–294. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06203.x>
- Valenzuela-Galván D., Cuarón A.D., Martínez-Morales† M.A., Vázquez-Hernández L.B. y Vázquez-Domínguez E. 2022. First records of introduced margay (*Leopardus wiedii*) on Cozumel Island: a conservation paradox. *Animal Conservation*. doi: 10.1111/acv.12748
- Vázquez-Domínguez E., Suárez-Atilano M., Booth W., González-Baca C. y Cuarón A.D. 2012. Genetic evidence of a recent successful colonization of introduced species on islands: *Boa constrictor imperator* on Cozumel Island. *Biological Invasions* 14: 2101–2116 pp. <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0217-x>
- Vázquez-Domínguez E., de Grammont P.C. y Cuarón A.D. 2018. *Reithrodontomys spectabilis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T19416A22386261. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T19416A22386261.en>. Accessed on 26 April 2023.
- Vázquez-Pérez J. 2012. Distribución de madrigueras de la rata canguro *Dipodomys merriami insularis* y su relación con la distribución espacial de la comunidad de roedores en la Isla San José, Baja California Sur, México. Tesis Doctoral. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. La Paz.
- Vega R., Vázquez-Domínguez E., Mejía-Puente A., y Cuarón A.D. 2007. Unexpected high levels of genetic variability and the population structure of an island endemic rodent (*Oryzomys couesi cozumelae*). *Biological Conservation*, 137(2): 210–222 pp. doi:10.1016/j.biocon.2007.02.007
- Villafañe K., Kravetz F., Donadio O., Percich R., Knecher L., Torres M. y Fernández N. 1977. Dinámica de las comunidades de roedores en Agro-Ecosistemas Pampásicos. *Medicina (Buenos Aires)*, 37(3): 128–140 pp.
- Walter H.S. 2004. The mismeasure of islands: implications for biogeographical theory and the conservation of nature. *Journal of Biogeography*, 31(2), 177–197. doi:10.1046/j.0305-0270.2003.00989
- Yang X., Yan C., Zhao Q., Holyoak M., Fortuna M.A., Bascompte J., Jansen P. y Zhang Z. 2018. Ecological succession drives the structural change of seed-rodent interaction networks in fragmented forests. *Forest Ecology and Management*, 419–420, 42–50. doi:10.1016/j.foreco.2018.03.023
- Zamora-Bárceñas D. 2013. Diversidad de roedores en remanentes de vegetación nativa del suroeste de Querétaro, México. Tesis de Maestría en Ciencias - Recursos Bióticos. Universidad Autónoma de Querétaro, Facultad de Ciencias Naturales. México.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS



CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN

Cuernavaca, Morelos, 16 de mayo de 2026

Coordinación Académica Maestría en Biología Integrativa de la Biodiversidad y la Conservación Presente

Como integrante de la Comisión Revisora y después de haber evaluado la tesis titulada **Ecología poblacional y distribución espacial de los roedores silvestres de Isla Cozumel** del alumno **Anthony David Aguilar Guerrero**, con número de matrícula **10072486**, aspirante al grado de Maestro en Biología Integrativa de la Biodiversidad y la Conservación, expreso mi decisión eligiendo la opción:

(X) Otorgo el voto por considerar que la tesis reúne los requisitos para ser presentada y defendida en el examen de grado.

() No otorgo el voto aprobatorio por considerar que la tesis no está lista para ser presentada y defendida en el examen de grado.

Atentamente,
Por una humanidad culta,

Dr. David Valenzuela
Profesor Investigador Titular "C"





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento con firma electrónica UAEM, soportada por el certificado vigente a la fecha de su elaboración y con efectos plenos de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS PUBLICADOS en el ÓRGANO INFORMATIVO UNIVERSITARIO "ADOLFO MENÉNDEZ SAMARÁ" número 117 de fecha 20 de abril de 2021.

Sello electrónico

DAVID VALENZUELA GALVAN | Fecha:2026-05-16 15:15:10 | FIRMANTE

HHGUKT2d667vgybOnmW/Lg4l9gQhi1UHa86T+t2TEuCq6FjmS7PUaoMTD0XMUCFGpp6fx66uouQ9DPwXN8P1zN7aO264YV4l9Co3E1lZrANFM6LAHimlUzl8dojmHz9/4jvKnv
yssk54F4jT7DuH6kmq6zEdaQX3P/hHmQWm66jR8repRPw4M6onlvu51D2xJ5HERf8SL9B5FBYt/y7tih9ACKLCehNf4/WpXIYTDDeJFmw2uJLYdVYpKtBkuiSxsblrs85jSyeI0nvObV
HhXHLhQWDd6fTtriRyrpcZeLseG4dcsylmJiY9kLUTiq8PPQaG5JFdZsQQJtTzFsU2ltw==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o
escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



oPh0yVBn7

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/kDjsODKoqUcBONTvA6Hd5TxYmEPpW4d>



UAEM
RECTORÍA
2023-2029



Ciudad de México, a 16 de mayo de 2026.

**Coordinación Académica
Maestría en Biología Integrativa de la
Biodiversidad y la Conservación
Presente**

Como integrante de la Comisión Revisora y después de haber evaluado la tesis titulada **Ecología poblacional y distribución espacial de los roedores silvestres de Isla Cozumel** del alumno **Anthony David Aguilar Guerrero**, con número de matrícula **10072486**, aspirante al grado de Maestro en Biología Integrativa de la Biodiversidad y la Conservación, expreso mi decisión eligiendo la opción:

(☒) Otorgo el voto por considerar que la tesis reúne los requisitos para ser presentada y defendida en el examen de grado.

(☐) No otorgo el voto aprobatorio por considerar que la tesis no está lista para ser presentada y defendida en el examen de grado.

Atentamente

Dr. Alfredo David Cuarón Orozco
Director General



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS



CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN

Cuernavaca, Morelos, 19 de mayo de 2026

Coordinación Académica
Maestría en Biología Integrativa de la
Biodiversidad y la Conservación
Presente

Como integrante de la Comisión Revisora y después de haber evaluado la tesis titulada **Ecología poblacional y distribución espacial de los roedores silvestres de Isla Cozumel** del alumno **Anthony David Aguilar Guerrero**, con número de matrícula **10072486**, aspirante al grado de Maestro en Biología Integrativa de la Biodiversidad y la Conservación, expreso mi decisión eligiendo la opción:

(**X**) Otorgo el voto por considerar que la tesis reúne los requisitos para ser presentada y defendida en el examen de grado.

() No otorgo el voto aprobatorio por considerar que la tesis no está lista para ser presentada y defendida en el examen de grado.

Atentamente
Por una humanidad culta

Dra. Elizabeth Arellano Arenas
Profesora Investigadora de Tiempo Completo Titular C

C.i.p. – Archivo electrónico



Av. Universidad 1001 Col. Chamilpa, Cuernavaca Morelos, México, 62209, CIByC,
Tel. (777) 329 7000, Ext. 7019

UAEM
RECTORÍA
2023-2029

Departamento de Ecología de la Biodiversidad

Ciudad Universitaria, Cd. Mx, 16 de mayo 2026

**Coordinación Académica
Maestría en Biología Integrativa de la
Biodiversidad y la Conservación
Presente**

Como integrante de la Comisión Revisora y después de haber evaluado la tesis titulada **Ecología poblacional y distribución espacial de los roedores silvestres de Isla Cozumel** del alumno **Anthony David Aguilar Guerrero**, con número de matrícula **10072486**, aspirante al grado de Maestro en Biología Integrativa de la Biodiversidad y la Conservación, expreso mi decisión eligiendo la opción:

(☒) Otorgo el voto por considerar que la tesis reúne los requisitos para ser presentada y defendida en el examen de grado.

(☐) No otorgo el voto aprobatorio por considerar que la tesis no está lista para ser presentada y defendida en el examen de grado.



Dra. Ella Vázquez Domínguez
Investigadora Titular "C" de TC

Dra. Ella Vázquez Domínguez



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS



CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN

26-05-2026

Coordinación Académica Maestría en Biología Integrativa de la Biodiversidad y la Conservación Presente

Como integrante de la Comisión Revisora y después de haber evaluado la tesis titulada **Ecología poblacional y distribución espacial de los roedores silvestres de Isla Cozumel** del alumno **Anthony David Aguilar Guerrero**, con número de matrícula **10072486**, aspirante al grado de Maestro en Biología Integrativa de la Biodiversidad y la Conservación, expreso mi decisión eligiendo la opción:

(☒) Otorgo el voto por considerar que la tesis reúne los requisitos para ser presentada y defendida en el examen de grado.

(☐) No otorgo el voto aprobatorio por considerar que la tesis no está lista para ser presentada y defendida en el examen de grado.

Atentamente

Firma electrónica

María Marcela Osorio Beristain





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento con firma electrónica UAEM, soportada por el certificado vigente a la fecha de su elaboración y con efectos plenos de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS PUBLICADOS en el ÓRGANO INFORMATIVO UNIVERSITARIO "ADOLFO MENÉNDEZ SAMARÁ" número 117 de fecha 20 de abril de 2021.

Sello electrónico

MARIA MARCELA OSORIO BERISTAIN | Fecha:2026-05-26 13:29:28 | FIRMANTE

NiJ6/4v5g2C3YRHcqJs200XSd5er0uqQFVBQ4AdtAY0gMQ/sB4eQ8F2r5mXV+VVNAzwve5rTo7RleKRF70AELTKGgsrzMt9KrbB15kE2BZWBR7LSR08DG3xk2boHY8AQ8P9G
bMiupJGI6NsQDEY6VLGhPOCTwk8+4JYRo24Wf2PqWAtHtpPAI0yY0H26wruHOn/YfinoloSR1BtKldAikZooHV06sp78yDS9LOCgb7UvGvBscby1OTY+FTNVScxSDEdcM9mJe5X
ox1Vb4H0IS1dgdwMiHcaskNB1JlhN6eSptcS8tjJx0tS6wlePUHIMsvsNi/wags602IIJxRejTVw==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o
escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



5jyDWmrbV

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/r7GXCm3Z8ZKiVtsCim3ngT5t9E1HSRL>



UAEM
RECTORÍA
2023-2029



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS



CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN

Cuernavaca, Morelos, 19 de mayo del 2026

Coordinación Académica Maestría en Biología Integrativa de la Biodiversidad y la Conservación Presente

Como integrante de la Comisión Revisora y después de haber evaluado la tesis titulada **Ecología poblacional y distribución espacial de los roedores silvestres de Isla Cozumel** del alumno **Anthony David Aguilar Guerrero**, con número de matrícula **10072486**, aspirante al grado de Maestro en Biología Integrativa de la Biodiversidad y la Conservación, expreso mi decisión eligiendo la opción:

(☒) Otorgo el voto por considerar que la tesis reúne los requisitos para ser presentada y defendida en el examen de grado.

(☐) No otorgo el voto aprobatorio por considerar que la tesis no está lista para ser presentada y defendida en el examen de grado.

Atentamente

Dra. Sofía Ana Lucrecia Lara Godínez Nombre





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento con firma electrónica UAEM, soportada por el certificado vigente a la fecha de su elaboración y con efectos plenos de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS PUBLICADOS en el ÓRGANO INFORMATIVO UNIVERSITARIO "ADOLFO MENÉNDEZ SAMARÁ" número 117 de fecha 20 de abril de 2021.

Sello electrónico

SOFÍA ANA LUCRECIA LARA GODÍNEZ | Fecha:2026-05-19 06:51:06 | FIRMANTE

ZUH/AsX1d6eMKlcVRoFncR4AW8MEVxwubsXCtBM8CFmI9iBc1jaqaMQkzyKt3Zs3eszYkeuwlK0IMIS+p/e/sMI2vm5JePCnjVnSuOj2PoI40tAOhUSjmB+g5+t488D3O1IW6Vu
OXJx/8qxNNwUP0H2MLDZHq3k2jt5/BDJH04rOWSHIWRwgs+Sjc0XoRUXKwKav6n3YvHQ2KDyTWVh9t4ATOPMNgqyET7JA7JLI8t0HiLlis6bPDTNp2e/8jZFyKxpYeicToc4FH0
TqAV5Qm6CRhDqM+pALPOZRPZhRnBxczWqgK6QieULL8ft5fCYEKFD7zyV9HIYe+4zLouTg==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o
escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



yUnkA9Seu

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/rtUkAYsgL69T5L6hS0cv8VC1OCxJleDQ>



UAEM
RECTORÍA
2023-2029