

# Análisis de población viable para determinar el riesgo de extinción de la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*) en Santa María del Mar, Oaxaca

Tamara Rioja-Paradela<sup>1</sup>, Arturo Carrillo-Reyes<sup>1,2\*</sup> y Consuelo Lorenzo<sup>3</sup>

## Abstract

It has been recognized the need for studies to determine the long-term viability of populations of endangered species, such as the Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*) populations. Currently the total population is estimated at less than 1000 individuals. We developed a viable population analysis to determine the extinction risk of the Tehuantepec jackrabbit population of Santa Maria del Mar, Oaxaca. A total of 31 scenarios were modeled in order to test independent and combined effect of flooding, predation by domestic dogs and poaching; also we tested the effect of inbreeding depression and a hypothetical reintroduction program. The results show that the Tehuantepec jackrabbit population is at high risk of extinction. The population survived over the 500 years of simulation only in the model which involved the hunt, besides the base model. The effects of the three catastrophic scenarios in combination, as well as the inbreeding, increased the risk of extinction up to 100% and an average of  $41.60 \pm 25.88$  years. Based on our results, we propose that conservation and management strategies should include the elimination of threats that affect the Tehuantepec jackrabbit, as well as improvement of habitat quality. Also, assess the relevance of a translocation program with individuals from other populations.

**Key words:** conservation, extinction, jackrabbit, Lagomorpha, *Lepus flavigularis*, Oaxaca, Tehuantepec, viable population.

## Resumen

Se ha reconocido la necesidad de estudios que determinen la viabilidad a largo plazo de poblaciones en inminente riesgo de desaparecer. Tal es el caso de las poblaciones de la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*), especie para la que se estima actualmente

<sup>1</sup> Sustentabilidad y Ecología Aplicada, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Libramiento Norte Poniente s/n, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México 29039. E-mail: tamararioja@gmail.com (TR), acarrillo@oikos.org.mx (ACR).

<sup>2</sup> Oikos: Conservación y Desarrollo Sustentable, A. C. Bugambillas 5, Bismark, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México 29000.

<sup>3</sup> Departamento de Ecología y Sistemática Terrestres, El Colegio de la Frontera Sur. Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México 29290. E-mail: clorenzo@ecosur.mx (CL).

\*Corresponding author.

existen menos de 1000 individuos. Se realizó un análisis de población viable para determinar el riesgo de extinción de la población de liebre de Tehuantepec de Santa María del Mar, Oaxaca. Se modelaron 31 escenarios que probaron el efecto independiente y combinado de inundaciones, depredación por perros domésticos y cacería furtiva, así como el efecto de la depresión endogámica y de un hipotético programa de reintroducción. Los resultados de los modelos determinaron en su mayoría que la población estudiada se encuentra en grave peligro de desaparecer. Se registró que de los modelos simulados, únicamente aquellos que incluyeron la cacería de forma independiente, además del modelo base, lograron sobrevivir a lo largo de los 500 años estimados. En los escenarios con las tres catástrofes de forma combinada así como con la endogamia, se incrementa el riesgo de extinción hasta el 100% y en un promedio de  $41.60 \pm 25.88$  años. Con base en nuestros resultados, se propone que las estrategias de conservación y manejo deben incluir la eliminación de las amenazas que afectan a la liebre de Tehuantepec, así como la mejora en la calidad de hábitat y evaluar la pertinencia de implementar un programa de traslocación de individuos procedentes de otras poblaciones.

**Palabras clave:** conservación, extinción, *Lagomorpha*, *Lepus flavigularis*, liebre, Oaxaca, población viable, Tehuantepec.

## Introducción

La necesidad de caracterizar cuantitativamente la viabilidad a largo plazo de pequeñas poblaciones en inminente riesgo de desaparecer ha sido un tema de investigación desde hace más de tres décadas (Soulé y Wilcox 1980). Una vez que se presenta la reducción en el tamaño poblacional y en la distribución geográfica, las poblaciones de flora y fauna silvestres enfrentan una elevada probabilidad de extinción (MacArthur y Wilson 1967). Una expresión de este fenómeno es el concepto de población mínima viable (PMV), definida como el número de individuos requeridos para tener una probabilidad específica de persistir en un período dado de tiempo (Shaffer 1981; Reed *et al.* 2003).

Análisis como el de Reed *et al.* (2003) basados en efectos demográficos, genéticos y variación ambiental, sugieren que la PMV puede variar entre 50 y 10,000 individuos, en función de la especie y sus parámetros demográficos particulares. Sin embargo, las estimaciones de PMV pueden ser inciertas y difíciles de generalizar, además, obtenerlas es costoso y requiere de datos abstractos y modelos complejos con ecuaciones difíciles de aplicar, particularmente para el caso de especies en peligro de extinción o de distribución restringida (Boyce 1992; Nunney y Campbell 1993; Brook *et al.* 2006).

Por ello, muchos autores utilizan el Análisis de Población Viable o APV (Soulé 1987; Boyce 1992; Cancino *et al.* 2010; Chilvers 2011), el cual también tiene la finalidad de calcular el riesgo de extinción, pero puede ser construido a partir de aquellos datos que se observaron directamente en campo, y no requiere de modelos con ecuaciones complicadas y datos abstractos, aunque también pueden ser introducidos al análisis. Adicionalmente, el análisis puede ser utilizado para estimar las probabilidades de sobrevivencia de una población bajo diferentes condiciones ambientales y de manejo, utilizando información sobre su historia de vida así como sobre la influencia de factores ambientales e incluso antropogénicos (Gamlimberti *et al.* 2001; Miller y Lacy 2005). De manera significativa, sus

resultados pueden ser utilizados para proponer estrategias de conservación y manejo para las especies o su hábitat, y actualmente se han utilizado con gran cantidad de especies (Miller y Lacy 2005; Cancino *et al.* 2010).

La liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*), endémica del Istmo de Tehuantepec en el sureste de México, está considerada en peligro de extinción debido a la pérdida y fragmentación de su hábitat, la caza excesiva, una tasa de reproducción por debajo del promedio para el género *Lepus*, y el aislamiento genético que sufren sus cuatro únicas poblaciones (Cervantes *et al.* 2008; Lorenzo *et al.* 2008; Rioja *et al.* 2008; Carrillo-Reyes *et al.* 2010; SEMARNAT 2010; Rioja *et al.* 2011). En los últimos veinte años se han llevado a cabo diferentes estudios sobre su biología y ecología (Cervantes 1993; Lorenzo *et al.* 2000; Vargas 2000; Lorenzo *et al.* 2001; Sántiz 2002; Lorenzo *et al.* 2004; Lorenzo *et al.* 2005; Farías *et al.* 2006; Lorenzo *et al.* 2006; Lorenzo *et al.* 2008; Rico *et al.* 2007; Rico *et al.* 2008; Rioja *et al.* 2008; Carrillo-Reyes *et al.* 2010; Lorenzo *et al.* 2011; Rioja *et al.* 2011), de los que se obtuvo la información utilizada en el análisis de población viable. Dicho análisis se realizó para la población de Santa María del Mar, Oaxaca, que de acuerdo a los estudios más recientes es la población de liebre de Tehuantepec con mayor aislamiento geográfico y genético, y presenta la mayor densidad poblacional (Vargas 2000). Además, cumple con los supuestos descritos por Coulson *et al.* (2001) y Reed *et al.* (2003), al contar con datos amplios y fiables, cuyos cambios poblacionales se pueden predecir con mayor exactitud.

## Material y Métodos

Área de estudio. Santa María del Mar, Oaxaca, cuenta con la mayor densidad poblacional de liebres registrada para las cuatro poblaciones conocidas, con 11 ind/km<sup>2</sup>. El área se encuentra entre las coordenadas extremas 16.23° N, -94.96° W y 16.20° N, -94.76° W (Fig. 1), con una altitud promedio de 9 msnm. El clima del área es del tipo Aw0, cálido subhúmedo con lluvias en verano con estaciones muy marcadas (García y CONABIO 1998), con una temperatura media anual de 22 °C y una precipitación total anual promedio de 800.4 mm (INEGI 2006). Se presentan tres asociaciones vegetales principales: pastizal abierto, matorral espinoso y manglar (Vargas 2000). La principal actividad de los habitantes de la zona es la pesca artesanal, seguida por la ganadería extensiva y por la actividad agrícola en menor proporción. También se desarrolla la cacería de subsistencia y ocasionalmente llegan cazadores desde otras localidades a capturar liebres para su venta en mercados regionales (Presidente del Comisariado Ejidal, Inocencio Mateos, *com. pers.*).

Se realizó un análisis de población viable (APV) utilizando el software Vortex 9.99b (Lacy *et al.* 2005; Miller y Lacy 2005), programa que analiza la viabilidad poblacional mediante la simulación estocástica de un proceso de extinción. La fuente de información biológica para las variables consideradas en el modelo fueron los estudios realizados para la especie (Cervantes 1993; Cervantes *et al.* 1999; Lorenzo *et al.* 2000; Vargas 2000; Lorenzo *et al.* 2001; Sántiz 2002; Sántiz 2006; Lorenzo *et al.* 2004; Lorenzo *et al.* 2005; Farías *et al.* 2006; Lorenzo *et al.* 2006; Lorenzo *et al.* 2008; Rico *et al.* 2007; Rico *et al.* 2008; Rioja 2008; Rioja *et al.* 2008; Carrillo 2009; Carrillo-Reyes *et al.* 2010; Lorenzo *et al.* 2011; Rioja *et al.* 2011). Los valores utilizados para probar el modelo así como los parámetros demográficos para la especie se muestran en la Tabla 1.

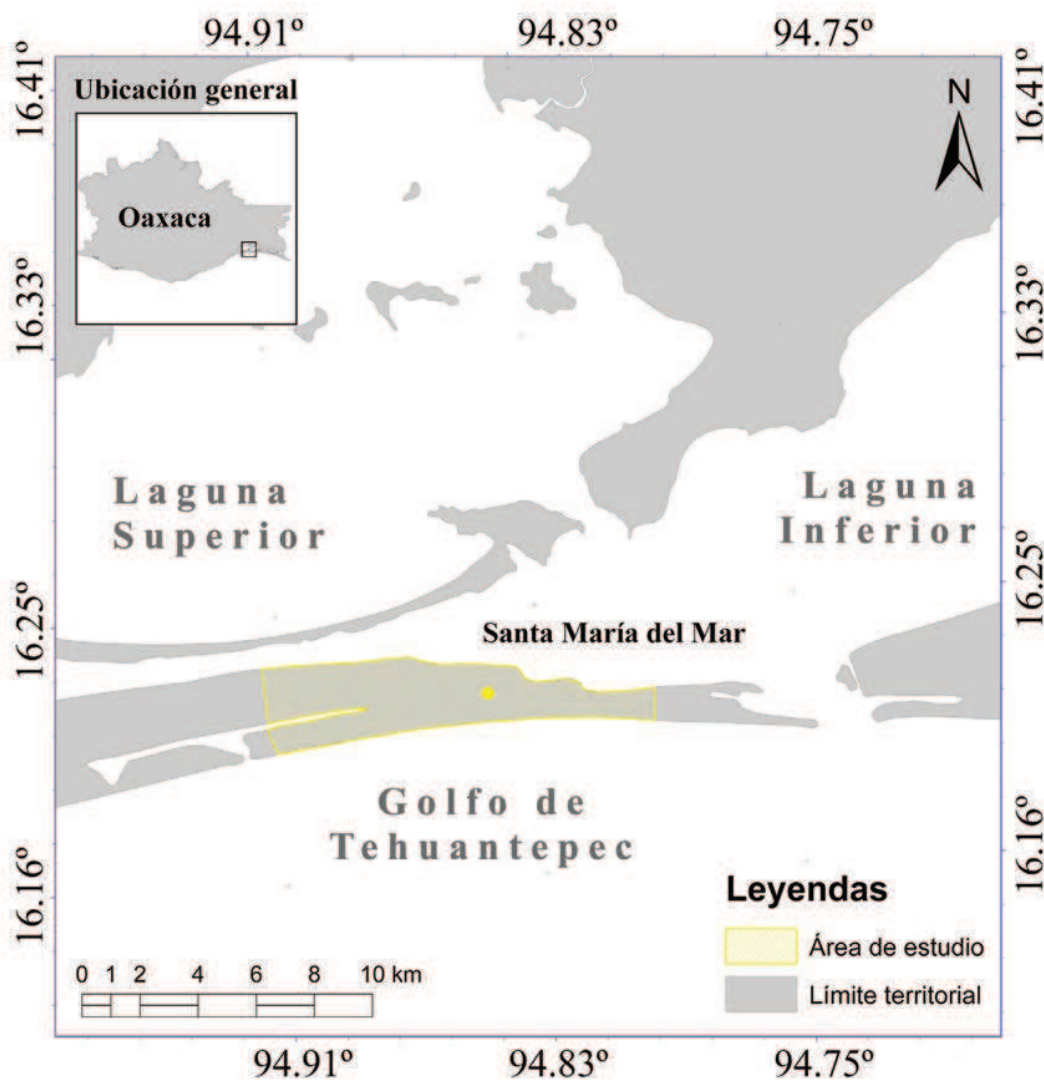


Figura 1. Ubicación general del área de estudio al sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca.

Las simulaciones de los escenarios fueron hechas para 500 años, con 10,000 iteraciones; se definió como extinción al momento en el que sobrevive únicamente uno de los sexos o ninguno (Miller y Lacy 2005). Tal y como sugieren Miller y Lacy (2005), se corrieron todos los modelos excluyendo los parámetros de depresión endogámica, al no tener datos específicos sobre alelos letales. Sin embargo, *L. flavigularis* presenta baja variabilidad genética, además de aislamiento geográfico y genético entre sus poblaciones, lo que puede estar generando problemas de endogamia (Cruz 2007; Rico *et al.* 2007; Lorenzo *com. pers.*). Por ello, se produjeron modelos adicionales para estimar el posible efecto de la depresión endogámica. En la categoría de depresión endogámica del modelo se utilizaron los valores de 3.14 equivalentes letales con 50% debido a alelos letales recesivos, en función del estudio de Ralls *et al.* (1988) que sugieren Miller y Lacy (2005). Se excluyeron del modelo las variables de extracción o cosecha de individuos, así como manejo genético, puesto que no tienen efecto sobre la población de Santa María del Mar; de la misma forma se excluyó la variable de dispersión al tratarse de una sola población.

**Tabla 1.** Valores demográficos y ambientales utilizados para el modelo probado en Vortex ver. 9.99b (Lacy *et al.* 2005).

Parámetro	Valor utilizado	Fuente
Parámetros del modelo		
Número de años	500	Miller y Lacy (2005)***
Número de iteraciones	10,000	Miller y Lacy (2005)***
Definición de extinción	Existencia de 1 sólo sexo o ninguno	Miller y Lacy (2005)***
Tamaño población inicial	108 adultos	Cervantes (1999), Vargas (2000)*
Catástrofes	3	Rioja (2008), Rioja <i>et al.</i> (2008), Carrillo (2009), Carrillo-Reyes <i>et al.</i> (2010), Rioja <i>et al.</i> (2011)
1.Inundaciones	Afectación de 0.06%, probabilidad del 100%	Carrillo-Reyes com. pers.*
2.Perros	Afectación de 0.06%, probabilidad del 100%	Rioja (2008), Rioja <i>et al.</i> (2008)*
3.Cacería furtiva	Afectación de 0.06%, probabilidad del 50%	Rioja (2008), Rioja <i>et al.</i> (2008)*
Capacidad de carga	178	Cervantes (1999), Vargas (2000)*
Parámetros demográficos		
Sistema reproductivo	Poliginia	Rioja <i>et al.</i> (2008)
Edad de primera camada de hembras	2	Best y Henry (1993), Nowak (1999), Rioja <i>et al.</i> (2011)**
Edad de primera camada de machos	4	Best y Henry (1993), Nowak (1999), Rioja <i>et al.</i> (2011)**
Edad máxima de reproducción	5	Egoscue <i>et al.</i> (1970)**
Número máximo de camadas al año	2	Rioja (2008), Rioja <i>et al.</i> (2008)
Número máximo de crías por camada	4	Rioja (2008), Rioja <i>et al.</i> (2008)
Radio sexual estimado	50%	Boyd (1985), Rogowitz y Wolfe (1991)**
Porcentaje de hembras adultas reproductivas	56.60%	Rioja (2008), Rioja <i>et al.</i> (2011)
Probabilidad de camadas al año		
0	10.78%	Rioja (2008)*
1	38.23%	Rioja (2008)*
2	50.99%	Rioja (2008)*
Mortalidad de hembras de 0 a 1 año de edad	49.30%	Rioja (2008)*
Mortalidad de hembras de 1 a 2 años	11.76%	Rioja (2008)*
Mortalidad de machos de 0 a 1 año de edad	49.30%	Rioja (2008)*
Mortalidad de machos de 1 a 4 años	15.38%	Rioja (2008)*
Porcentaje de machos en el pool reproductivo	20.00%	Rioja (2008)*

Nota: \*Datos calculados con base en información de los autores citados.

\*\*Estimaciones para especies emparentadas.

\*\*\*Recomendación para el modelo de Miller y Lacy (2005).

Se probó el efecto independiente y combinado de tres factores externos, introducidos como catástrofes de acuerdo al modelo: a) inundaciones (debido al posible efecto sobre la sobrevivencia de crías, así como a la posible disminución de la superficie disponible para alimentarse en las zonas de pastizal; Lorenzo *et al.* 2011; Carrillo-Reyes *com. pers.*), b) presencia de perros ferales o domésticos (amenaza reportada como determinante para sobrevivencia de crías y con efecto sobre adultos, Rioja 2008; Rioja *et al.* 2008; Carrillo 2009; Rioja *et al.* 2011), y c) cacería furtiva (amenaza reportada para individuos adultos en Santa María del Mar; Vargas 2000; Rioja 2008; Rioja *et al.* 2008; Carrillo 2009).

Se estimó el porcentaje de afectación de las catástrofes en función de lo reportado por Rioja (2008), Rioja *et al.* (2008), Carrillo (2009), Carrillo *et al.* (2010), y Rioja *et al.* (2011). Se estableció una probabilidad de ocurrencia del 100% para inundaciones y para presencia de perros, dado que son catástrofes que ocurren año con año, mientras que se definió una probabilidad del 50% para cacería furtiva dado que de acuerdo a Rioja (2008) y Carrillo (2009) la presencia de cazadores furtivos no ocurre permanentemente. Se utilizaron los valores reportados por Cervantes *et al.* (1999) y Vargas (2000) para determinar el tamaño poblacional inicial y la capacidad de carga (K), definiendo como tamaño poblacional inicial al tamaño poblacional medio (N) de acuerdo a la densidad reportada por los autores, y a K como al tamaño poblacional máximo posible de acuerdo a la densidad máxima reportada para dicha población (Vargas 2000).

La mayor parte de los parámetros demográficos se obtuvieron o fueron estimados de los estudios con *L. flavigularis* para la misma población realizados por Rioja (2008), Rioja *et al.* (2008) y Rioja *et al.* (2011). Tal y como se señala en la Tabla 1, algunos parámetros para los que no existe información se estimaron a partir de información de las especies más emparentadas, como *L. alleni* y *L. townsendii* (Egoscue *et al.* 1970; Boyd 1985; Rogowitz y Wolfe 1991; Best y Henry 1993; Nowak 1999). El efecto de la variabilidad ambiental sobre la mortandad se consideró como el mismo para ambos sexos, pero independiente del efecto sobre la reproducción.

Se simularon un total de 31 modelos para la población de liebre de Tehuantepec de Santa María del Mar, Oaxaca. Se estableció un modelo base, en donde en el escenario no se introdujo el efecto de catástrofes o endogamia. Adicionalmente, se evaluó el efecto de un programa de reintroducción hipotético, en el que se introdujeron 10 ejemplares (5 hembras y 5 machos) a intervalos de 5 años durante 50 años, como medida para incrementar la diversidad genética y con ello disminuir el efecto de la endogamia. El modelo asumió que los ejemplares introducidos no tenían relación entre sí ni con la población a donde se introdujeron (Miller y Lacy 2005). Además se determinó para cuales de los modelos la población existente no alcanzó el tamaño mínimo viable, de acuerdo a la definición de Reed *et al.* (2003), quienes proponen que el tamaño de una población mínima viable es aquel que tiene un 99% de probabilidad de persistencia de 40 generaciones.

## Resultados

Los resultados de las simulaciones para los 31 escenarios modelados se muestran en la Tabla 2. Para el modelo base, en el que no se simulaban factores que disminuyeran o afectaran a la población, la tasa de crecimiento exponencial resultó en un valor positivo, con  $r = 0.053 \pm 0.086$  (desviación estándar), con una probabilidad de extinción mínima

a los 500 años (PE = 0.0009). El tamaño medio poblacional se incrementó después del periodo mencionado, con un valor final de  $161.65 \pm 19.99$  individuos.

**Tabla 2.** Descripción de los modelos y sus predicciones de acuerdo a las simulaciones probadas en Vortex ver. 9.99b (Lacy *et al.* 2005).

Modelo	Descripción	r	PE	N	TE (años)
1	Base	$0.053 \pm 0.086$	0.0009	$161.65 \pm 19.99$	150.8
2	Base+Inund.	$-0.028 \pm 0.184$	1	0.00	62.0
3	Base+Caza	$0.013 \pm 0.124$	0.6570	$112.86 \pm 45.55$	230.7
4	Base+Perros	$-0.028 \pm 0.185$	1	0.00	61.6
5	Base+Inund.+Reint.	$-0.028 \pm 0.185$	1	0.00	61.7
6	Base+Caza+Reint.	$0.013 \pm 0.125$	0.6620	$110.82 \pm 46.89$	229.1
7	Base+Perros+Reint.	$-0.028 \pm 0.184$	1	0.00	61.9
8	Base+Caza+Inund.	$-0.068 \pm 0.213$	1	0.00	34.0
9	Base+Perros+Inund.	$-0.109 \pm 0.222$	1	0.00	24.4
10	Base+Caza+Perros	$-0.068 \pm 0.213$	1	0.00	34.1
11	Base+Caza+Inund+Reint.	$-0.068 \pm 0.213$	1	0.00	34.0
12	Base+Perros+Inund+Reint.	$-0.109 \pm 0.222$	1	0.00	24.5
13	Base+Caza+Perros+Reint.	$-0.068 \pm 0.212$	1	0.00	34.0
14	Base+Cat	$-0.148 \pm 0.233$	1	0.00	19.3
15	Base+Cat+Reint.	$-0.148 \pm 0.233$	1	0.00	19.3
16	Base+Endogamia	$0.053 \pm 0.141$	1	0.00	116.3
17	Base+Reint+Endogamia	$0.053 \pm 0.141$	1	0.00	116.4
18	Base+Inund+Endogamia	$-0.028 \pm 0.191$	1	0.00	37.8
19	Base+Caza+Endogamia	$0.013 \pm 0.173$	1	0.00	60.4
20	Base+Perros+Endogamia	$-0.028 \pm 0.191$	1	0.00	37.8
21	Base+Inund+Reint+ Endogamia	$-0.028 \pm 0.191$	1	0.00	37.8
22	Base+Caza+Reint+ Endogamia	$0.013 \pm 0.173$	1	0.00	60.3
23	Base+Perros+Reint+ Endogamia	$-0.028 \pm 0.191$	1	0.00	37.6
24	Base+Caza+Inund+ Endogamia	$-0.068 \pm 0.210$	1	0.00	27.4
25	Base+Perros+Inund+ Endogamia	$-0.109 \pm 0.217$	1	0.00	21.7
26	Base+Caza+Perros+ Endogamia	$-0.068 \pm 0.209$	1	0.00	27.4
27	Base+Caza+Inund.+Reint.+ Endogamia	$-0.068 \pm 0.209$	1	0.00	27.4
28	Base+Perros+Inund+Reint+ Endogamia	$-0.109 \pm 0.209$	1	0.00	21.7
29	Base+Caza+Perros+Reint+ Endogamia	$-0.068 \pm 0.210$	1	0.00	27.3
30	Base+Cat+Endogamia	$-0.148 \pm 0.229$	1	0.00	18.0
31	Base+Cat+Reint+ Endogamia	$-0.148 \pm 0.228$	1	0.00	18.0

**Nota:** r = Tasa de crecimiento exponencial; PE = probabilidad de extinción; N = tamaño medio de población existente al final de la simulación; TE = tiempo promedio a extinción de la población cuando la probabilidad de extinción es del 100%; Inund. = efecto de inundaciones; Caza = efecto de cacería furtiva; Perros = efecto de perros ferales y domésticos; Reint. = efecto de programa de reintroducción; Endogamia = efecto de depresión endogámica.

Cuando se agregaron las catástrofes de manera individual o combinada, únicamente seis escenarios resultaron con tasas de crecimiento positivas, de modo que en el 77.42% de

los casos la población tuvo una reducción a lo largo de la simulación, para terminar con una extinción total al final del periodo de 500 años (PE = 1). Además del modelo base, las tasas de crecimiento más altas se presentaron en los escenarios de los modelos 16 y 17.

Respecto al riesgo de extinción, además del modelo base únicamente los modelos tres y seis resultaron con un riesgo menor a uno para el periodo de la simulación (PE = 0.6570 y 0.6620, respectivamente). Para el resto de los modelos, la población resultó extinta al término de los 500 años. Esto se ve evidenció en el tamaño medio poblacional (N) para el total del periodo de la simulación, para el que el 90.32% de los modelos resultó en cero (Fig. 2).

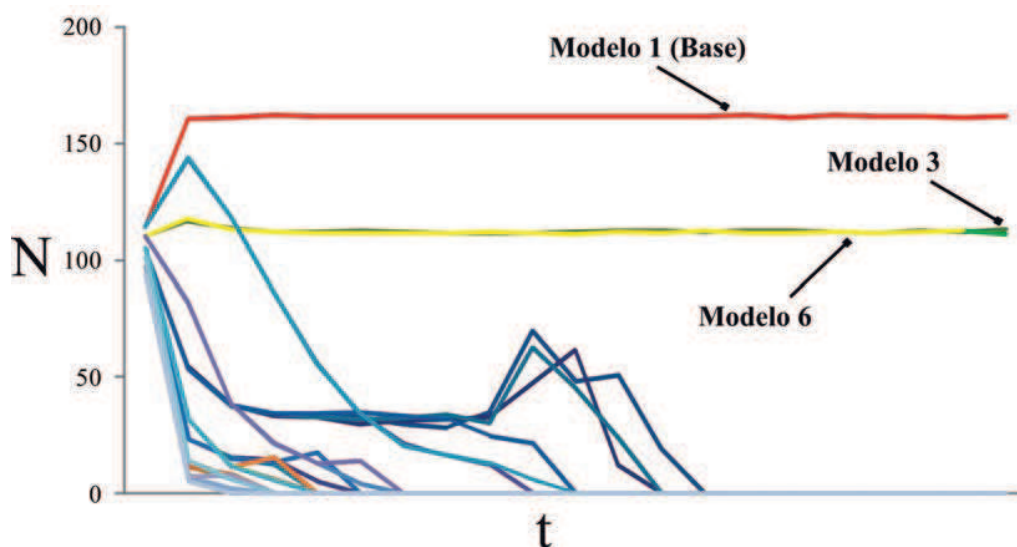


Figura 2. Comportamiento del número promedio de individuos (N) a lo largo del periodo simulado de 500 años (t) para los 31 escenarios. Se indican los tres escenarios que no resultan con extinción total para el periodo completo.

El tiempo promedio para la primera extinción (TE) fue muy variable, observándose una media de  $41.6 \pm 25.88$  años. Siguiendo el criterio descrito por Reed *et al.* (2003), que dice que el tamaño de una población mínima viable es aquel que tiene un 99% de probabilidad de persistencia de 40 generaciones, la población mínima viable de *L. flavigularis*, debería subsistir un tiempo aproximado de 81 años, criterio que ninguno de los modelos anteriormente descritos alcanza.

## Discusión

No obstante las limitaciones propias de la simulación, estos resultados indicaron que la liebre de Tehuantepec se encuentra en grave peligro de desaparecer, con un alto riesgo de extinción. Cervantes *et al.* (2008) reportó como tamaño poblacional estimado para la especie menos de 1,000 individuos para todas las poblaciones conocidas, valor por debajo de lo que se ha propuesto que debe existir, siendo mayor a 2,000 individuos para que una población tenga capacidad de adaptarse y mantener bajos niveles de endogamia (Reed 2005).

Para el caso de la tasa de crecimiento exponencial, los valores más altos ( $r = 0.053$ ) se concentraron en el modelo base, así como en los modelos 16 y 17. En los tres casos se trató de escenarios que excluyeron el efecto de las tres catástrofes consideradas para el resto de los escenarios. De manera notable, los dos últimos modelos sí incluyeron el efecto



de la depresión endogámica y mantuvieron un nivel alto en su tasa de crecimiento. Esto podría estar reflejando que el crecimiento de la población de liebres fue notablemente afectado por factores como las inundaciones, cacería furtiva y presencia de perros ferales y domésticos. La presencia de dichos factores externos, así como el efecto negativo de los mismos, han sido previamente reportados como amenazas a la especie (Vargas 2000; Rioja *et al.* 2008; Rioja *et al.* 2011), y Carrillo-Reyes (*com. pers.*) sugiere que las inundaciones reducen drásticamente la superficie disponible para alimentarse, e incluso puede ser una amenaza para crías recién nacidas que se encuentren en las frecuentes zonas de inundación características de la zona (Vargas 2000; Carrillo-Reyes *et al.* 2010). No obstante, los dos modelos que incluyeron la depresión endogámica tuvieron una probabilidad de extinción del 100% para el año 161 de la simulación.

Esto indica que la situación de la liebre de Tehuantepec es extremadamente frágil. En diversos escenarios simulados, incluso cuando se excluyen las amenazas más comunes a la especie, dada la baja tasa reproductiva de la especie (Rioja *et al.* 2008; Rioja *et al.* 2011), así como sus problemas de endogamia (Cruz 2007; Rico *et al.* 2007) la población se extingue invariablemente. Sabemos que las poblaciones aisladas y pequeñas, tal y como ocurre con la liebre de Tehuantepec en Santa María del Mar Oaxaca, sufren de endogamia acelerada, y pueden acumular mutaciones deletéreas y sufrir una reducción de heterocigotos, teniendo como consecuencia una reducción en la capacidad de la población por adaptarse a cambios ambientales (Esparza-Olguín 2004; Frankham *et al.* 2004).

Los resultados encontrados enfatizan la necesidad de implementar medidas inmediatas de manejo y conservación que, además de disminuir o eliminar el efecto de las amenazas directas a la especie, también incluyan a su hábitat, así como la posibilidad de establecer un programa de reintroducción de organismos, como una medida para incrementar la diversidad genética de la población y el número total de organismos en la población, tal y como describen Miller y Lacy (2005). Debemos mencionar que esta última sugerencia debe tomarse con cautela, pues debe incluir previamente un análisis demográfico detallado para el total de las poblaciones conocidas, que asegure que la población fuente no se verá afectada. También deberá considerarse que de acuerdo a los criterios planteados en el modelo, la estrategia de reintroducción no parece tener un efecto positivo en la sobrevivencia de la población de Santa María del Mar. Se simuló reintroducciones de apenas 10 ejemplares cada 5 años, y como se observa para el modelo 17, esta no tuvo un efecto evidente, pues el riesgo de extinción es similar al modelo 16, en el que no se incluyó un programa de reintroducción. En este sentido, deben tomarse en cuenta aspectos reportados por Fischer y Lindenmayer (2000), como que las reintroducciones exitosas han provenido de poblaciones silvestres, que consideran números importantes a reintroducir, y que incluyen la eliminación de las amenazas que en un principio afectan a la zona o población original. También deben considerarse otros factores como mejorar la calidad actual del hábitat, y disminuir la presencia de competidores y depredadores (Gilad 2006).

De los escenarios utilizados, los que tienen el valor más alto en la tasa de crecimiento ( $r = 0.013$ ) son todos los que incluyen únicamente a la caza como catástrofe. En estos casos, de nuevo, hay una clara diferencia entre los escenarios 3 y 6, contra los escenarios 19 y 22, que incluyen el efecto de la endogamia. De acuerdo a las simulaciones, la

cacería tiene un efecto directo sobre la población de liebres, pues no solo limita sino disminuye su tasa de crecimiento y por tanto aumenta el riesgo de extinción a más del 60%; sin embargo, es de llamar la atención que la población permanece a lo largo del periodo de 500 años. De acuerdo a Rioja (2008), en la población de Santa María del Mar existe el interés por parte de autoridades locales en el sentido de disminuir el efecto de cazadores furtivos sobre la especie, de modo que asumimos que es factible eliminar tal amenaza para la población en cuestión. No obstante, no debe considerarse a la cacería como una amenaza menor, pues existen diversas evidencias de sus efectos sobre las poblaciones silvestres. Se ha reportado el efecto negativo de la cacería sobre la variabilidad genética de diversas poblaciones, al reducir el tamaño poblacional de las mismas y con ello limitar su capacidad de respuesta ante cambios ambientales o presiones antrópicas (Harris *et al.* 2002).

Para el resto de los modelos, la tasa de crecimiento resultó en valores negativos, es decir, el tamaño poblacional se redujo constantemente desde el inicio de las simulaciones, y trajo como consecuencia una extinción total de la población, con una media para el tiempo de extinción de  $41.6 \pm 25.88$  años.

Respecto al tiempo de extinción, los tiempos más cortos se presentaron para los modelos en los que se incluyeron los tres tipos de catástrofes (TE = 19.3), además del efecto de la endogamia (TE = 18.0). Debemos señalar que en la población de liebres de Santa María del Mar actualmente se presentan las tres amenazas consideradas como catástrofes, así como problemas de poca variabilidad genética. Tal y como menciona Boyce (1992), este análisis nos permite determinar cómo la presencia de ciertos factores y su combinación influyen sobre el tiempo de extinción de la población. Todo esto pone de manifiesto, una vez más, la delicada situación de la población de liebres de Santa María del Mar, así como la necesidad de implementar medidas de conservación y manejo urgentes, mismos que busquen eliminar las amenazas a la población, además de involucrar la mejora de la calidad del hábitat. Incluso, es posible considerar la posibilidad de la traslocación de ejemplares procedentes de otras poblaciones. Adicionalmente, es posible que las estrategias de conservación para esta especie, puedan ser de utilidad para la conservación de los ecosistemas de pastizal del área de estudio, considerando que es una especie representativa de dichos ecosistemas, y que su conservación podría beneficiar a otras especies relacionadas con los mismos (Akçakaya y Sjögren-Gulve 2000).

## Agradecimientos

Este trabajo fue posible gracias a las diversas investigaciones realizadas para la especie. Agradecemos el apoyo de las autoridades municipales y comunales de Santa María del Mar, Oaxaca. De manera especial agradecemos a todas las personas de Montecillo Santa Cruz y Santa María del Mar por su ayuda durante el trabajo de campo en todos los proyectos realizados en la zona. Finalmente agradecemos a los revisores anónimos que colaboraron en la mejora de este manuscrito.

## Referencias

AKÇAKAYA, H. R., Y P. SJÖGREN-GULVE. 2000. Population viability analysis in conservation planning: an overview. *Ecological Bulletins* 48:9-21.

- BEST, T., y T. HENRY.** 1993. *Lepus alleni*. Mammalian Species 424:1-8.
- BOYCE, M. S.** 1992. Population Viability Analysis. Annual Review Ecology Systematic 23:481-506.
- BROOK, B. W., W. LOCHRAN, y J. A. COREY.** 2006. Minimum Viable Population Sizes and Global Extinction Risk are Unrelated. Ecology Letters 9:375-382.
- BOYD, I. L.** 1985. Investment in growth by pregnant wild rabbits in relation to litter size and sex of the offspring. Journal of Animal Ecology 54:137-147.
- CANCINO, J., R. RODRÍGUEZ-ESTRELLA, y P. MILLER.** 2010. Using population viability analysis for management recommendations of the endangered endemic peninsular pronghorn. Acta Zoológica Mexicana (n.s.) 26:173-189.
- CARRILLO, R. A.** 2009. Uso de hábitat de la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*) en Santa María del Mar, Oaxaca. Tesis de doctorado. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, México.
- CARRILLO-REYES, A., C. LORENZO, E. J. NARANJO, M. PANDO, y T. RIOJA.** 2010. Home range dynamics of the Tehuantepec Jackrabbit in Oaxaca, Mexico. Revista Mexicana de Biodiversidad 81:143-151.
- CERVANTES, F. A.** 1993. *Lepus flavigularis*. Mammalian Species 423:1-3.
- CERVANTES, F. A., B. VILLA RAMÍREZ, C. LORENZO, J. VARGAS, J. L. VILLASEÑOR, y J. LÓPEZ BLANCO.** 1999. Búsqueda de poblaciones supervivientes de la liebre endémica *Lepus flavigularis*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- CERVANTES, F. A., C. LORENZO, V. FARÍAS, y J. VARGAS.** 2008. *Lepus flavigularis* IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2
- COULSON, T., G. M. MACE, E. HUDSON, y H. POSSINGHAM.** 2001. The use and abuse of population viability analysis. Trends in Ecology and Evolution 16:219-221.
- CHILVERS, B. L.** 2011. Population viability analysis of New Zealand sea lions, Auckland Islands, New Zealand's sub-Antarctics: assessing relative impacts and uncertainty. Polar Biology 1-9.
- CRUZ, B.** 2007. Variación genética intrapoblacional de la liebre del Istmo (*Lepus flavigularis*), en Montecillo Santa Cruz, Oaxaca, México. Tesis de licenciatura. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, México.
- EGOSCUE, H. J., J. G. BITTMENN, y J. A. PETROVICH.** 1970. Some fecundity and longevity records for captive small mammals. Journal of Mammalogy 51:622-623.
- ESPARZA-OLGUÍN, L.** 2004. ¿Qué sabemos de la rareza en especies vegetales? Un enfoque genético-demográfico. Boletín de la Sociedad Botánica de México 75:17-32.
- FARÍAS, V., T. K. FULLER, F. A. CERVANTES, y C. LORENZO.** 2006. Home Range and Social Behavior of the Endangered Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*) in Oaxaca, México. Journal of Mammalogy 87:748-756.
- FISCHER, J., y D. B. LINDENMAYER.** 2000. An assessment of the published results of animal relocations. Biological Conservation 96:1-11.
- FRANKHAM, R., J. BALLOU, y D. BRISCOE.** 2004. Primer of Conservation Genetics. Cambridge University Press, Reino Unido.
- GAMLIMBERTI, F., S. SANVITO, L. BOITANI, y A. FABIANI.** 2001. Viability of the southern elephant seal population of the Falkland Islands. Animal Conservation 4:81-88.

- GARCÍA, E., Y COMISIÓN NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD (CONABIO).** 1998. Climas (Clasificación de Köppen, modificado por García). Escala 1:1000000. Ciudad de México, México.
- GILAD, O.** 2006. Behavioral ecology and conservation of large mammals: historical distribution, reintroductions, and the effects of fragmented habitat. Tesis de doctorado. Texas A & M University. College Station, EE.UU.
- HARRIS, R. B., W. A. WALL, Y F. W. ALLENDORF.** 2002. Genetic Consequences of Hunting: What Do We Know and What Should We Do? *Wildlife Society Bulletin* 30:634-643.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA, GEOGRAFÍA E INFORMÁTICA (INEGI).** 2006. Aspectos geográficos de Oaxaca. Precipitación Total Anual. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Ciudad de México, México.
- LACY, R. C., M. BORBAT, Y J. P. POLLAK.** 2005. Vortex: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 9.99b. Chicago Zoological Society, Brookfield, EE.UU.
- LORENZO, C., O. RETANA GUIASCÓN, F. A. CERVANTES, J. VARGAS, Y G. L. PORTALES.** 2000. Status Survey of the Critically Endangered *Lepus flavigularis*. Final Report to the Chicago Zoological Society. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, México.
- LORENZO, C., F. A. CERVANTES, J. VARGAS, Y F. X. GONZÁLEZ.** 2001. Conservation of the Critically Endangered *Lepus flavigularis*. Final Report to the Lincoln Park Zoo Neotropic Fund. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, México.
- LORENZO, C., L. CUAUTLE, Y F. BARRAGÁN.** 2004. Variación Morfométrica a Escala Temporal en la Liebre del Istmo, *Lepus flavigularis* de México. *Anales del Instituto de Biología* 75:207-228.
- LORENZO, C., F. A. CERVANTES, Y J. VARGAS.** 2005. Conservación de la Liebre *Lepus flavigularis* En Peligro de Extinción. Informe Final al Fondo Sectorial CONACyT-SEMARNAT. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, México.
- LORENZO, C., F. A. CERVANTES, F. BARRAGÁN, Y J. VARGAS.** 2006. New Records of the Endangered Tehuantepec Jackrabbit (*Lepus flavigularis*) from Oaxaca, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 1:116-119.
- LORENZO, C., T. RIOJA, A. CARRILLO, Y F. CERVANTES.** 2008. Population Fluctuations of *Lepus flavigularis* (Lagomorpha: Leporidae) at Tehuantepec Isthmus, Oaxaca, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana* 24:207-220.
- LORENZO, C., A. CARRILLO-REYES, M. GÓMEZ-SÁNCHEZ, A. VELÁZQUEZ, Y E. ESPINOZA.** 2011. Diet of the endangered Tehuantepec jackrabbit, *Lepus flavigularis*. *Therya* 2:67-76.
- MACARTHUR, R. H., Y E. O. WILSON.** 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, EE.UU.
- MILLER, P. S., Y R. C. LACY.** 2005. VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 9.5 User's Manual. Apple Valley, EE.UU.
- NOWAK, R. M.** 1999. *Walker's Mammals of the World Sixth Edition*. The Johns Hopkins University Press, EE.UU.
- NUNNEY, L., Y K. A. CAMPBELL.** 1993. Assessing Minimum Viable Population Size – Demography Meets Population Genetics Trends. *Ecological Evolution* 8:234-239.
- RALLS, K., J. D. BALLOU, Y A. R. TEMPLETON.** 1988. Estimates of lethal equivalents and the cost of inbreeding in mammals. *Conservation Biology* 2:185-93.

- REED, D. H. 2005. Relationship between population size and fitness. *Conservation Biology* 19:563-568.
- REED, D. H., J. J. O'GRADY, B. W. BROOK, J. D. BALLOU, Y R. FRANKHAM. 2003. Estimates of Minimum Viable Population Sizes for Vertebrates and Factors Influencing those Estimates. *Biology Conservation* 113:23-34.
- RICO, Y., C. LORENZO, F. X. GONZÁLEZ-CÓZATL, Y E. ESPINOZA. 2007. Phylogeography and population structure of the endangered Tehuantepec jackrabbit *Lepus flavigularis*: implications for conservation. *Conservation Genetics* 9:1467-1477.
- RICO, Y., C. LORENZO, Y S. LÓPEZ. 2008. Diferenciación poblacional en la talla corporal de la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*). *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.) 24:179-189.
- RIOJA, T., C. LORENZO, E. NARANJO, L. SCOTT, Y A. CARRILLO-REYES. 2008. Polygynous mating behavior in the endangered Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*). *Western North American Naturalist* 68:343-349.
- RIOJA P., T. M. 2008. Comportamiento reproductivo de la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*) en su hábitat. Tesis de doctorado. El Colegio de La Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, México.
- RIOJA, T. C. LORENZO, E. NARANJO, L. SCOTT, Y A. CARRILLO-REYES. 2011. Breeding and parental care in the endangered Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*). *Western North American Naturalist* 71:56-66.
- ROGOWITZ, G. L., Y M. L. WOLFE. 1991. Intraespecific variation in life history traits of the white tailed jackrabbit (*Lepus townsendii*). *Journal of Mammalogy* 72:796-806.
- SÁNTIZ, E. 2002. Distribución y Abundancia de la Liebre Endémica *Lepus flavigularis* y el Conejo Castellano *Sylvilagus floridanus* (Mammalia:Lagomorpha) en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. Tesis de Licenciatura. Escuela de Biología, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, México.
- SÁNTIZ, E. 2006. Selección de hábitat y densidad de la liebre del istmo *Lepus flavigularis* (Wagner 1844) en Oaxaca, México. Tesis de maestría. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, México.
- 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. *Diario Oficial de la Federación*, México 1:1-22.
- SHAFFER, M. L. 1981. Minimum Population Sizes for Species Conservation. *BioScience* 31:131-134.
- SOULÉ, M. E. 1987. *Viable Populations for Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, EE.UU.
- SOULÉ, M. E., Y B. A. WILCOX. 1980. *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*. Sinauer, Sunderland, EE.UU.
- VARGAS, C. 2000. Distribución, Abundancia y Hábitat de la Liebre Endémica *Lepus flavigularis* (Mammalia: Lagomorpha). Tesis de maestría. Facultad de Ciencias, UNAM. Ciudad de México, México.

---

*Sometido: 31 de Marzo de 2012*

*Revisado: 13 de julio de 2012*

*Aceptado: 9 de agosto de 2012*

*Editor asociado: Juan Pablo Gallo*

*Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández*