

Consideraciones ecológicas para el manejo del venado cola blanca en UMA extensivas en bosques tropicales

Salvador Mandujano

Introducción

En la última década se ha promovido ampliamente la modalidad de aprovechamiento sustentable y conservación de la fauna y su hábitat denominadas “Unidad de Manejo y Aprovechamiento para la Conservación de la Vida Silvestre” (UMA). Según la Ley General de Vida Silvestre el concepto actual de UMA promueve esquemas alternativos de producción compatibles con el cuidado del ambiente, a través del uso racional, ordenado y planificado de los recursos naturales renovables en ellas contenidos, creando oportunidades de aprovechamiento complementarias de otras actividades productivas convencionales, como la agricultura, la ganadería o la silvicultura, logrando en los propietarios y legítimos poseedores de tierras ejidales, comunales o propiedades privadas una nueva percepción en cuanto a los beneficios derivados de la conservación de la biodiversidad, basadas en el binomio *conservación-aprovechamiento* de los recursos naturales (SEMARNAT 1997). Las UMAs pueden ser clasificadas en dos categorías: extensivas (manejo de poblaciones silvestres y sus hábitats) e intensivas (manejo en criaderos, zoológicos, y otros) (DGVS 2007). Según datos de la SEMARNAT hasta marzo del 2009 están registradas 9026 UMAs las cuales suman poco más de 31 millones de hectáreas.

Para que sea posible la existencia continua de las especies de interés es necesario que los propios dueños

instalen y operen programas que evalúen correctamente el estado inicial de las poblaciones y sus hábitat, que den seguimiento a sus tendencias y que utilicen técnicas efectivas para mantener la composición natural, la integridad estructural y la funcionalidad de los ecosistemas locales (Rojo-Curiel *et al.* 2007). En este sentido, la Dirección General de Vida Silvestre (DGVS) de la SEMARNAT ha venido perfeccionando recomendaciones para la evaluación inicial, el seguimiento y manejo de poblaciones de especies de interés focal ubicadas dentro de las UMA y su hábitat. El énfasis se ha hecho sobre el manejo de las poblaciones de las especies que los propietarios han manifestado de su interés. La aplicación de esos criterios y protocolos de trabajo ha permitido a la DGVS acumular experiencias y datos acerca de estos grupos de especies y su manejo en predios registrados como UMA. La disponibilidad de esa información, y la experiencia de científicos expertos en conservación de fauna silvestre, puede facilitar la búsqueda de mayores oportunidades de mejoramiento en los protocolos de trabajo. De especial interés resulta mejorar los criterios y protocolos para evaluar la condición y la tendencia de las poblaciones y del hábitat local, sobre todo como insumos indispensables para determinar la viabilidad biológica y la cosecha sustentable.

El venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) es una especie muy apreciada en todo el país para complementar el consumo de proteína animal, para el comer-

cio, fabricación de artesanías, recreación, y ha formado parte de la cosmogonía y ritos de diversas culturas indígenas (Mandujano y Rico-Gray 1991; Greenberg 1992; González-Pérez y Briones 2000; Naranjo *et al.* 2004a). Actualmente continúa siendo importante su cacería de subsistencia y su aprovechamiento ha aumentado notablemente en UMA extensivas e intensivas (Montiel *et al.* 1999; González-Marín *et al.* 2003; Segovia y Hernández 2003; Villarreal-Espino 2006; Weber *et al.* 2006). El venado cola blanca es una de las principales especies manejadas principalmente en el norte de país donde se ha demostrado que puede ser una forma de aprovechamiento rentable (Villarreal 1999), y con amplias oportunidades en las zonas tropicales (Rojo-Curiel *et al.* 2007). Este manejo en UMA ha tenido como consecuencia una mayor demanda nacional y la necesidad urgente de que esta demanda esté basada en información biológica confiable con el fin de manejar sustentablemente las poblaciones.

El objetivo del capítulo es presentar algunas consideraciones de tipo ecológico relevantes para el manejo del venado cola blanca en UMAs, con especial énfasis en aquellas localizadas en bosques tropicales. El manejo del venado cola blanca requiere de una gran cantidad de consideraciones las cuales difícilmente se pueden abordar con detalle en este capítulo. El libro de Villarreal (1999) contiene muchos aspectos y se remite a esa publicación a cualquier interesado en el tema. En este capítulo se abordan aspectos como la definición de la escala (biogeográfica, bioma, regional o paisajístico) de manejo; definiciones de algunos conceptos frecuentemente empleados tales como tamaño poblacional (abundancia y densidad), calidad de hábitat, y capacidad de carga. Se resalta la importancia de considerar otros parámetros demográficos tales como la estructura y proporción de sexos. Además, en este capítulo se abordan aspectos poco considerados en el manejo en UMA, tales como el tamaño poblacional mínimo viable y el tamaño mínimo de hábitat para hacer manejo en UMA extensivo. Con el fin de mantener un lenguaje lo menos técnico posible, se presentan de manera gráfica algunos conceptos y modelos con el fin de facilitar su comprensión. También se han incluido

algunas tablas con ejemplos numéricos para presentar algunos cálculos matemáticos sencillos. Asimismo, se ha tratado de mantener el menor número posible de referencias bibliográficas y solo se incluyeron aquellas que podrían ser de interés inmediato para el lector.

Consideraciones a nivel de subespecies

El primer nivel que se sugiere debe considerarse para el manejo del venado cola blanca es el basado en los límites geográficos de las 14 subespecies propuestas para el país (Figura 1). La definición y delimitación geográfica de las subespecies no está basada en estudios cuantitativos morfológicos ni genéticos, sino simplemente en características muy generales de variaciones en el color de piel, tamaño corporal y formas de astas (Kelloog 1956; Hall 1981). Aunque esto debe estudiarse profundamente, por el momento el modelo de distribución geográfica sirve como base para el primer nivel relevante para la conservación y la gestión de la cosecha sustentable en UMA.

Desde una perspectiva de manejo cinegético y de acuerdo a los actuales libros de récords internacionales de trofeos más importantes de Boone and Crockett Club y Safari Club International, en México solo seis de las 14 subespecies de venado cola blanca son susceptibles de clasificar e ingresar en los mismos; y son por esta razón las que cuentan con mayor protección por parte de ganaderos y propietarios de predios. Estas subespecies son: *O. v. texanus*, *O. v. couesi*, *O. v. carminis*, *O. v. miquihuanensis*, *O. v. mexicanus* y *O. v. sinaloae* (Villarreal-Espino 2006). Mientras que el resto de las subespecies en México, por su menor tamaño de astas y la falta de categorías especiales en los libros de récords, no se han considerado como trofeos con reconocimiento internacional por los cazadores deportistas nacionales y/o extranjeros. Sin embargo, esta situación está comenzando a cambiar para darle mayor valor regional a cada subespecie.

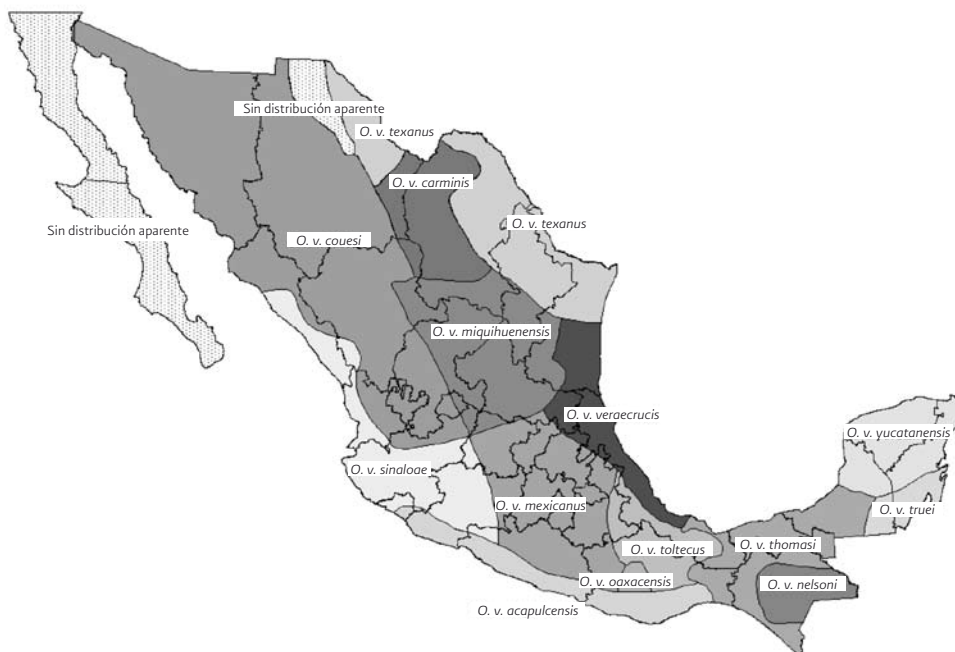
La principal recomendación a este nivel es el control estricto del movimiento deliberado o inclusive acci-

dental (traslocación) de animales de una subespecie a sitios donde históricamente no se ha registrado la misma. Un problema importante se presenta en aquellas regiones donde converge más de una subespecie y los criterios para definir el límite geográfico entre una y otra son arbitrarios. En estos casos será necesario definir si realmente existen varias poblaciones genéticamente distintas, de modo que sea posible establecer criterios para poderlas clasificar o no como distintas y, eventualmente, referirlas a las subespecies correspondientes. En este sentido, el reciente avance en técnicas moleculares puede ser muy útil y se sugiere su empleo junto con análisis de tipo morfométrico. Afortunadamente, actualmente existe un interés creciente en estudiar la genética de esta especie en nuestro país. Por ejemplo, Logan *et al.* (2006, 2007) en el noroeste, y Chassin *et al.* (en preparación) en el estado de Michoacán. Un análisis preliminar sobre la biogeografía de las subespecies de venado cola blanca en México puede consultarse en Mandujano *et al.* (2008).

Consideraciones a nivel de tipos de vegetación

Otro nivel de manejo es el referente al o los tipos generales de vegetación que el venado habita dentro del ámbito geográfico que corresponde a cada subespecie, como son las regiones dominadas por matorrales, bosques templados y bosques tropicales. En particular, en el trópico mexicano convergen dos grandes tipos de bosques tropicales: el lluvioso o perennifolio ("tropical rainforest") y el seco o caducifolio ("tropical dry forest"). Entre ambos extremos se establece un gradiente de otros tipos de bosques como son el subperennifolio y el subcaducifolio; y distintas clasificaciones fisonómicas como selvas altas, medianas y bajas (Rzedowski 1978). Para fines de conservación y gestión de la cosecha sustentable de venado cola blanca en UMA, por el momento se puede clasificar a las subespecies aten-

Figura 1. Distribución geográfica de las subespecies del venado cola blanca presentes en el país (Hall 1981). Mapa elaborado por Ch. A. Delfín-Alfonso.



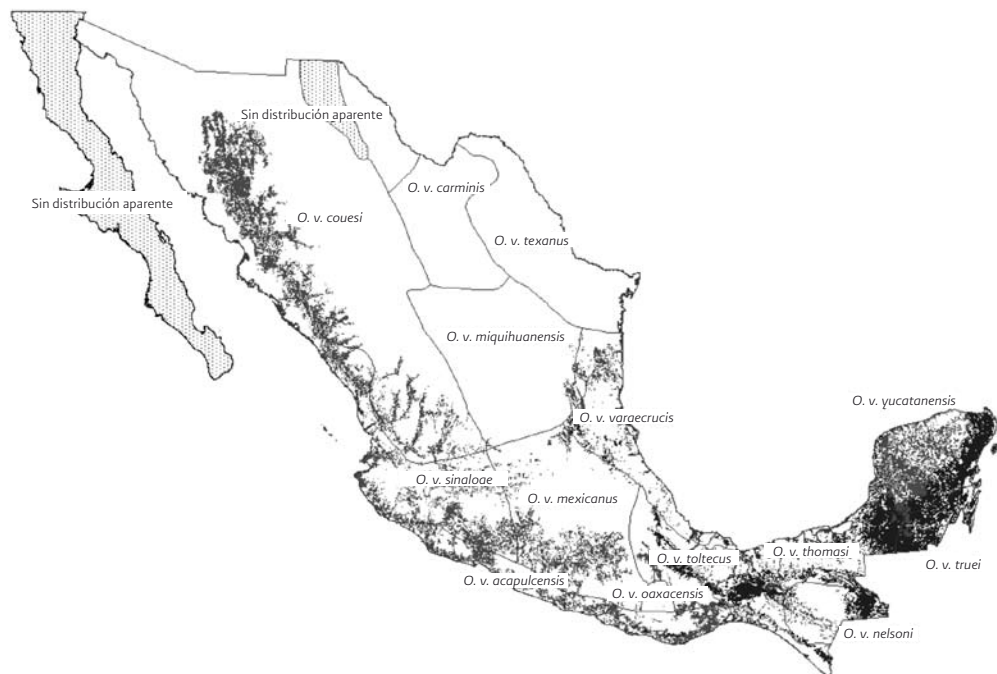
diendo a que unas predominantemente ocupan bosques tropicales secos y otras tienden a ocupar bosques tropicales lluviosos (Figura 2). Aunque, en este esquema de referencia es importante mencionar que una misma subespecie puede ocupar más de un tipo de vegetación, incluso vegetación no tropical como bosques templados y matorrales xerófilos.

Es relevante resaltar que de las 14 subespecies solo dos, *texanus* y *carminis*, no ocupan bosques tropicales; mientras que las otras 12 abarcan alguna porción de selvas dentro de su área de distribución. Incluso subespecies como *miquihuanensis* y *couesi*, consideradas principalmente como de matorral y de bosque templado, respectivamente, llegan a habitar selvas bajas de manera marginal. Sin embargo, aquellas subespecies que aparentemente prefieren selva baja o bien, para las que el mayor porcentaje del total de su área de distribución está ocupado por selvas bajas, son: *sinaloae*, *mexicanus*, *acapulcensis* y *yucatanensis*. Por otro lado, las subespecies *veraecrucis*, *toltecus*, *thomasi*, *nelsoni*

y *truei*, habitan principalmente selvas húmedas perturbadas. Considerando el principal tipo de vegetación dentro del área de distribución de cada subespecie, para fines de manejo se propone una clasificación de las 14 subespecies en tres grupos o ecoregiones: subespecies de matorral, subespecies de bosques templados y selvas secas, y subespecies de selvas húmedas y subhúmedas (Tabla 1).

En un análisis sencillo de la información generada acerca de los venados en México, Mandujano (2004) encontró que las subespecies *O. v. texanus* y *O. v. couesi* han sido las más estudiadas. En contraste, siete subespecies del venado cola blanca, *O. v. carminis*, *O. v. miquihuanensis*, *O. v. veraecrucis*, *O. v. toltecus*, *O. v. truei*, *O. v. nelsoni*, *O. v. oaxacensis*, *O. v. acapulcensis* y *O. v. thomasi*, son las menos estudiadas. Esto es crítico ya que, excepto las dos primeras, las demás habitan en zonas tropicales donde han sido aprovechadas por los grupos indígenas desde épocas prehispánicas y, actualmente, forman parte de la alimentación humana

Figura 2. Distribución de las 14 subespecies de venado cola blanca (Hall 1981) en los distintos tipos de las selvas tropicales en México (Rzedowski modificado por CONABIO). Mapa elaborado por Ch. A. Delfín-Alfonso



en áreas rurales campesinas y del folclor y valor culinario regional. Una característica común a estas especies es que habitan bosques tropicales. Mientras que las subespecies *O. v. sinaloae*, *O. v. mexicanus* y *O. v. yucatanensis* han sido estudiadas recientemente con profundidad relativamente mayor. Una característica común es que estas tres subespecies, además de *O. v. acapulcensis* y *O. v. nelsoni*, habitan varios tipos de bosques entre los que destaca el bosque tropical seco principalmente en la costa Pacífica, en la depresión del Balsas y en el norte de Yucatán.

Cuadro 1. Propuesta de clasificación de las 14 subespecies de venado cola blanca en el país en ecorregiones basada en el tipo de vegetación principal dentro del área de distribución de cada una (basado en Mandujano et al. 2008).

Tipo de vegetación principal	Subespecies con mayor superficie de distribución en ese tipo de vegetación
Matorrales xerófilos	texanus miquihuanensis carminis
Bosques templados y selvas bajas secas	couesi sinaloae acapulcensis oaxacensis nelsoni mexicanus
Selvas húmedas y selvas semi-húmedas/secas	truei thomasi yucatanensis veracrusis toltecus

Consideraciones al nivel de población

Otro nivel relevante para la conservación y gestión de cosecha sustentable en UMA es el de población biológica. Por población se entiende al número total de venados que se encuentran en un área y tiempo de-

terminados dentro de la cual, potencialmente, los individuos pueden intercambiar información genética. Aunque aparentemente es sencilla la definición, en la práctica muchas veces no resulta fácil definir los límites de una población. Para fines de manejo, la población se ha definido operativamente como aquellos venados que se encuentran dentro de una UMA. En el caso de áreas de reserva biológica (ANP) la población se ha definido como aquellos animales que viven dentro de los límites de la reserva. Sin embargo, desde el punto de vista biológico esta definición no es la más adecuada en los términos demográfico y genético. Por esto, definir como población solo a aquellos individuos que existen y permanecen dentro de una unidad de manejo dada, puede ser incorrecto. Es muy posible que la población biológica funcional (a la que en realidad pertenecen) abarque una superficie mucho mayor en comparación a la "población" que se pretende manejar en UMA. Esta consideración puede quedar más clara si se observa el ejemplo de la Figura 3.

En consecuencia, debe tenerse en cuenta que la población que se pretende manejar no está cerrada desde el punto de vista demográfico lo cual, a menos que esté confinada por una malla "venadera" implica que podría seguir formando parte de la población biológica que habita en la región. Este aspecto no es un tema menor en zonas del centro y sureste del país, donde los predios habitualmente son más pequeños en comparación con unidades de manejo del norte del país. Por ejemplo, en una muestra de 30 UMAs en el Bajo Balsas, Michoacán, el tamaño promedio es de 270 ha siendo de 5,000 ha la UMA más grande. Este aspecto requiere que el manejo del venado cola blanca se aborde con una perspectiva regional y de integración funcional de las UMA, de manera que se consideren todos los elementos como la cantidad y calidad de los parches de hábitat, poblaciones humanas, presencia de ríos, carreteras u otros posibles obstáculos y barreras al libre tránsito de los animales; las actividades productivas principales tales como la ganadería y la agricultura; y la presencia de áreas naturales protegidas cercanas a las unidades de manejo. Es decir, se debe avanzar hacia un esquema regional del venado cola blanca, siendo las

UMAs parte de este esquema y no la unidad principal como sucede en este momento.

Esto implica que el manejo a escala de paisaje y regional puede implicar la confluencia espacial y el manejo integrado de varias UMA, y debe abordarse desde una perspectiva metapoblacional. De hecho, este enfoque de manejo a nivel metapoblacional ya se ha propuesto para varias especies de ungulados incluyendo el venado cola blanca. Por ejemplo, con el venado bura en Mapimí (Sánchez-Rojas y Gallina 2007), con varios ungulados en la Lacandona (Naranjo y Bodmer 2007), y con el venado cola blanca en el Bajo Balsas (Mandujano et al. en preparación). Brevemente, por metapoblación se entiende a un conjunto de poblaciones locales interconectadas entre ellas por mecanismos de dispersión. En el campo de la biología de la conservación, se considera que una metapoblación tiene mayor probabilidad de persistencia en comparación a las poblaciones locales las cuales pueden tener

menor probabilidad de viabilidad a largo plazo. Una propuesta de esta escala de manejo se discute en la última sección de este capítulo (secc. 15).

Consideraciones del tamaño poblacional

Uno de los parámetros demográficos más importantes en el manejo del venado cola blanca, es el tamaño poblacional. Tradicionalmente, se han aplicado métodos para estimar la densidad como una medida del tamaño de la población en cuestión. Desafortunadamente se ha considerado a la densidad como el dato básico para la toma de decisiones en el manejo del venado cola blanca. Sin embargo, como a continuación se mostrará, estas decisiones deberían de estar basadas en la abundancia de la población. Ambos conceptos, densidad y abundancia, están relacionados con el tama-

Figura 3. Ejemplo para ilustrar la diferencia entre los límites reales de una población y los límites arbitrarios al definirla de manera administrativa (UMA, ANP). En este ejemplo, la línea negra gruesa exterior representa los límites de un estado, región o municipio, la línea gruesa interior representa el límite de una ANP, mientras que los asteriscos representan diferentes UMA. Se muestra en gris la distribución una población hipotética de venado. Como se aprecia, la población puede abarcar parte de un estado, región o municipio, de la ANP o de la UMA. Note que la escala puede ser de varios miles de hectáreas



ño de la población pero no significan lo mismo. En el lenguaje técnico, por abundancia (N) puede entenderse como el número total de venados en la población (o en la UMA, por ejemplo), mientras que la densidad (D) es el número de venados por unidad de superficie. Definidos así los términos, para fines prácticos la relación entre estas ideas es:

$$N = D \times A$$

donde A es la superficie total del hábitat disponible para el venado cola blanca en la UMA. En este sentido, la abundancia de una población es una relación entre la densidad promedio y la superficie de hábitat dentro de la UMA. En consecuencia, se debe enfatizar la importancia de promediar los valores de densidad obtenidos de los transectos, en cualquiera de los métodos que se elija, a fin de tener un referente para el predio que esté asociado con una valoración de la incertidumbre aspecto que se detalle más adelante (Consideraciones acerca de la incertidumbre de un estimador de N o D).

Por otra parte, un aspecto muy relevante es que por hábitat debe entenderse como solamente aquella superficie que el venado puede habitar realmente en la UMA. En consecuencia, cuando se obtenga una estimación de la densidad de venados la densidad debe multiplicarse únicamente por la cantidad de hábitat favorable que haya en la UMA y no por la superficie total del predio. Por ejemplo, supongamos que se tiene una UMA de 5,000 ha de las cuales el 5% de la superficie está dedicada a asentamientos humanos y caminos, el 25% a cultivos de temporal y el 35% a potreros. El restante 35% es bosque tropical seco, hábitat adecuado para el venado cola blanca. Es decir, de las 5,000 ha solo 1,750 ha (resultado de $0.35 \times 5,000$ ha) representarían hábitat utilizable y es ahí donde se encontrarán los venados con mayor probabilidad, independientemente de que puedan salir del bosque y usar de manera oportunista las áreas de cultivo o pastizal, como sitios de forrajeo temporal en sus actividades diarias. En este caso, para tener una estimación de la abundancia o número total de venados esperados en la

UMA se debe multiplicar la densidad promedio por la superficie real de hábitat. Además, se debe incluir una estimación de la incertidumbre.

Consideraciones acerca de la incertidumbre de un estimador de N o D

En muy limitados casos se puede contar el número total de venados que hay dentro de la UMA, es decir hacer un censo poblacional. Por el contrario, lo común es que solo se cuente a cierta fracción desconocida de la población total debido a que es frecuente que los venados sean difíciles de observar directamente debido a los hábitos sigilosos de la especie y la baja visibilidad que impone el hábitat. Esto lleva a que habitualmente se apliquen métodos de muestreo en los cuales se hace un conteo de una fracción de la población (censo muestral) y, a partir de esos datos, se hace una inferencia del número de venados que suponemos puede haber en la UMA. Para detalles de los métodos de muestreo se remite a los trabajos del autor (Mandujano 2005, 2007a, Mandujano y Gallina 1993, 1995).

En consecuencia, la estimación del tamaño poblacional (N o D) tendrá un grado de incertidumbre, es decir ¿cómo podemos saber si la estimación está cerca o lejos del verdadero valor de la población? La pregunta es crítica porque a partir de esta información habitualmente sirve para luego estimar el número de venados a cosechar. Por lo tanto, la sugerencia es que se debe estimar el promedio y la variación o incertidumbre. Es muy común que solo se reporte el promedio de una estimación, sin embargo se debe insistir en que se estime también su precisión. Hay varios estadísticos que describen esta variación como por ejemplo la varianza, la desviación estándar, el error estándar, y los intervalos de confianza al 95%. Se sugiere emplear los intervalos de confianza pues estos permiten tener un valor mínimo y uno máximo sobre la media. En el Cuadro 2 se ejemplifica el cálculo de la incertidumbre de una estimación de la densidad.

Cuadro 2. Ejemplo para obtener los estadísticos básicos, media (\bar{X}), desviación estándar (SD), error estándar (SE) e intervalos de confianza, de cinco datos hipotéticos de densidad de venados por kilómetros cuadrado, y valor de t-Student (t), probabilidad (P) y grados de libertad (gl). Tomado de Mandujano y Aranda (1993)

Densidad estimada para cada uno de los 5 transectos en una UMA hipotética:

12, 8, 14, 9 y 10 venados/km²

Número de transectos = 5

Promedio \bar{X} = 10.6 venados/km²

Desviación estándar SD = 2.154 venados/km²

Error estándar SE = 0.963

Como el tamaño de muestra es bajo, en este caso en lugar de emplear el valor de Z se debe emplear el valor de t-Student, como $t = 2.776$, con una $P = 0.05$ y $gl = 4$ (Número de transectos menos 1)

$t \times SE = 2.67$, este valor se le suma y se le resta a la media y queda:

Intervalo al 95% de confianza = 10.6 ± 2.7 venados/km²

Redondeando, en este ejemplo se estimaría una densidad entre 8 y 13 venados/km² con un 95% de confianza.

Para cuestiones de aprovechamiento es recomendable basarse en la información del tamaño mínimo obtenido con este procedimiento, a fin de mantener una actitud precautoria respecto al eventual sobre-explotación de una población. La expresión general para estimar la precisión del estimador es:

$$\bar{D} \pm Z_{\alpha/2} SE(\bar{D})$$

donde \bar{D} es la densidad, Z el valor de tablas las cuales habitualmente vienen en los libros de estadística, es la probabilidad habitualmente 0.05, y SE es el error estándar (Zar 1984). Estos estadísticos se pueden calcular de manera muy sencilla empleando cierto tipo de calculadoras, hojas de cálculo como Excel, y programas estadísticos básicos. La regla para tener una precisión

aceptable del estimador poblacional es contar el mayor número de animales (o rastros) posibles. Esto se logra de dos maneras: aumentando el esfuerzo de muestreo (número de transectos y largo total de éstos), aplicando el método más adecuado a las condiciones del sitio y llevarlo a cabo con rigor.

Modelo general de la relación entre abundancia, densidad y superficie de hábitat

Una de las consideraciones más importantes es comprender que una alta densidad no necesariamente significa una alta abundancia. Aunque en principio pareciera contradictoria esta afirmación, tómesese en cuenta lo siguiente: si una UMA dada tiene una superficie de hábitat pequeña que es apta para el venado, entonces aunque la densidad estimada pudiera ser relativamente alta, cuando se multiplica por la superficie pequeña el número total potencial de venados dentro de la UMA resultará bajo. Por supuesto, la situación contraria también es cierta. Considere el ejemplo del Cuadro 3. Es decir, en algunos casos la densidad promedio podría ser muy baja, pero si la extensión de la UMA con hábitat apto para el venado es muy grande, entonces la abundancia de la población estimada podría ser mayor. La abundancia es el valor que se necesita para posteriormente estimar la viabilidad y, en caso afirmativo, calcular la cosecha sustentable de animales.

Los ejemplos presentados en el Cuadro 3 se pueden generalizar para obtener un modelo gráfico de la relación que existe entre la abundancia y la densidad dependiente de la superficie de hábitat (Figura 4). Este modelo es muy sencillo y puede ser de gran utilidad para tener una idea suficientemente precisa de la abundancia de venados esperada en la unidad de manejo que se atiende. Es decir, si se tiene una estimación de la densidad promedio y su incertidumbre, al multiplicarlos por la superficie de hábitat se tendrá una aproximación al número total de venados (abundancia, N) en la UMA. Este modelo gráfico sirve de base para es-

Cuadro 3. Ejemplos hipotéticos de la relación entre abundancia, densidad y área

Ejemplo 1. Supongamos que estimamos 10 venados/ km^2 y que la UMA tiene 5 km^2 (o sea 500 ha) de hábitat efectivo para el venado, entonces la abundancia es igual a $10 \times 5 = 50$ venados.

Supongamos que en otra UMA estimamos 5 venados/ km^2 y que la UMA tiene 15 km^2 (o sea 1,500 ha) de hábitat efectivo para el venado, entonces la abundancia es igual a $5 \times 15 = 75$ venados.

En estos dos ejemplos, el número total de venados o sea la abundancia, es mayor en la segunda UMA que en la primera, no obstante que la primera tuvo mayor densidad. Es decir, lo que ilustra este ejemplo es que la cantidad de hábitat es un factor crucial.

Ejemplo 2. Supongamos que estimamos 1 venados/ km^2 y que la UMA tiene 50 km^2 (o sea 5,000 ha) de hábitat efectivo para el venado, entonces la abundancia es igual a $1 \times 50 = 50$ venados.

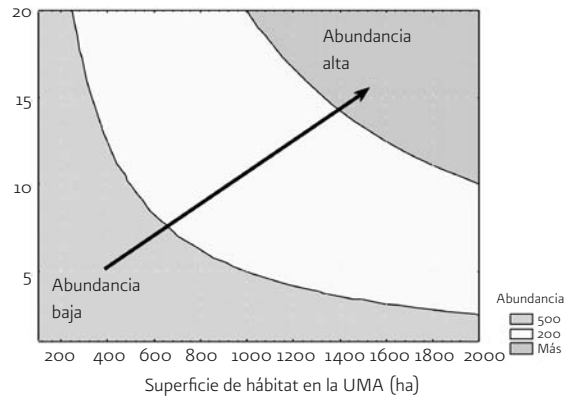
Supongamos que en otra UMA estimamos 10 venados/ km^2 y que la UMA tiene 5 km^2 (o sea 500 ha) de hábitat efectivo para el venado, entonces la abundancia es igual a $10 \times 5 = 50$ venados.

En estos dos ejemplos, el número total de venados o sea la abundancia, es la misma en las dos UMAs no obstante que la primera tiene una superficie de hábitat mucho mayor que la primera. Este ejemplo también muestra la importancia de la cantidad de hábitat como factor crucial.

Nota: 1 km^2 es igual a 100 ha.

timar posteriormente el tamaño de UMA mínimo para sostener poblaciones mínimas viables de venado (secc. 8) y para estimar el número de animales a cosechar (secc. 12). Intuitivamente se pueden ir adelantando dos aspectos cruciales para la conservación y manejo de la especie: primero, que a menor tamaño de UMA es posible que ésta no soporte una población mínima viable; y segundo, que a baja abundancia poblacional la cosecha de animales será baja en la UMA.

Figura 4. Modelo general de la relación de la abundancia en función a la densidad y la superficie de hábitat. El modelo está basado en la fórmula $N = D \times A$. En este ejemplo se muestra que una abundancia igual o menor a 50 venados puede obtenerse con densidades muy bajas pero superficies grandes de hábitat, o densidades altas y superficies bajas. Lo mismo sucede para otras categorías de abundancia de 200 o más venados.



Consideraciones del tamaño mínimo de UMA para sostener poblaciones viables

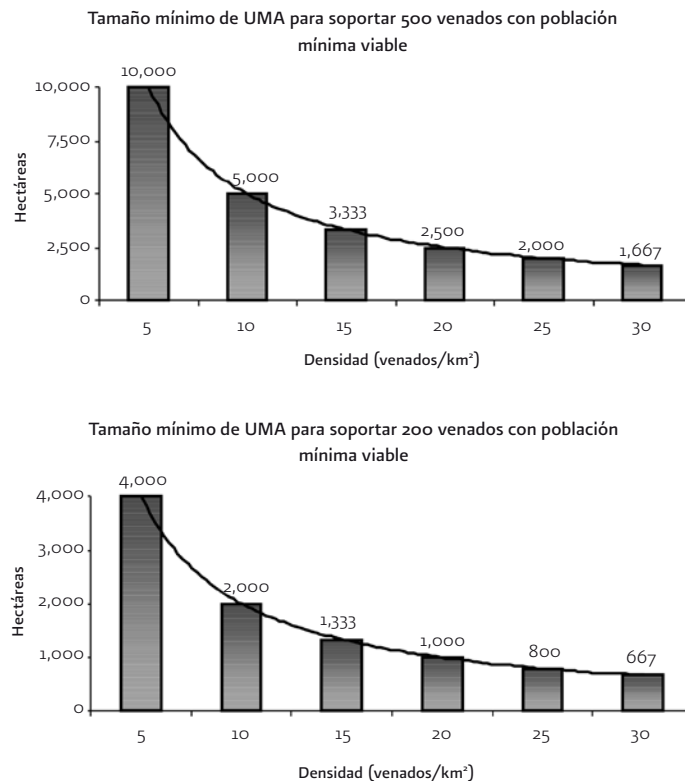
Las consideraciones del apartado anterior lleva a otro problema importante y plantea por lo menos dos preguntas relevantes: ¿Cuál es el tamaño mínimo que una población (MVP, por sus siglas en inglés "minimum viable population") debe tener para ser viable hacia el futuro y, por tanto, poder aprovecharla sustentablemente? y ¿Cuál es el tamaño mínimo de UMA extensiva necesario para mantener una población viable? Estas preguntas son oportunas para un correcto aprovechamiento y conservación del venado cola blanca en UMA; sin embargo, prácticamente no se han considerado para el manejo que se hace en México (Mandujano y González-Zamora 2009). La problemática que encierran las anteriores preguntas podría esclarecerse si se considera lo siguiente: ¿Es suficiente que la UMA tenga cualquier cantidad de venados para poder hacer aprovechamiento sustentable de los mismos o hay un

número mínimo de población necesario? ¿Es suficiente cualquier superficie de hábitat para mantener una población de venados que se pueda aprovechar sustentablemente o hay una superficie mínima?

El tamaño de población mínimo es un tema muy debatido en el ambiente de la conservación biológica y, hasta el momento, no hay un consenso respecto a cuál es este número y cómo calcularlo (Soulé 1987). Por ejemplo, para algunas especies se ha propuesto que el número de individuos necesario para que una población sea viable está en el orden de los miles o cientos de miles (Traill *et al.* 2007). En otros casos se ha considerado, de manera muy general, que el mínimo debe ser de 500 a 5000 individuos. Pero esto varía dependiendo de la historia de vida, de la estructura y de la dinámica genética de la población. Aunque es un tema muy debatido, si por el momento se toma el valor de 500 individuos como valor mínimo que debe tener

una población de venados para poder ser aprovechada, entonces el tamaño mínimo necesario de la UMA dependerá de la densidad de venados (Mandujano y González-Zamora 2009). Para estar en condiciones de manejar una población viable cuando hay densidades bajas de venados, se requiere considerar áreas mayores (Figura 5). Por ejemplo, si la densidad es de 5 venados/km², entonces el área mínima para soportar 500 individuos tendría que ser 10,000 ha de hábitat. Por otro lado, si la densidad es de 30 venados/km² el área mínima de una UMA sería de 1,667 ha. Es decir, UMA menores que 1,000 ha difícilmente podrían tener una población mínima de 500 venados. Por otro lado, si se considera como 200 el número mínimo que una población debe tener desde una perspectiva de viabilidad, entonces los requerimientos de hábitat o tamaño de UMA serán menores, pero proporcionales a la densidad.

Figura 5. Modelo del tamaño de área (en hectáreas) mínimo para soportar 500 y 200 venados como población mínima viable



Cuadro 4. Modelo para estimar el tamaño de superficie crítica para sostener poblaciones mínimas viables de venado cola blanca en UMA extensiva (basado en Mandujano y González-Zamora 2009)

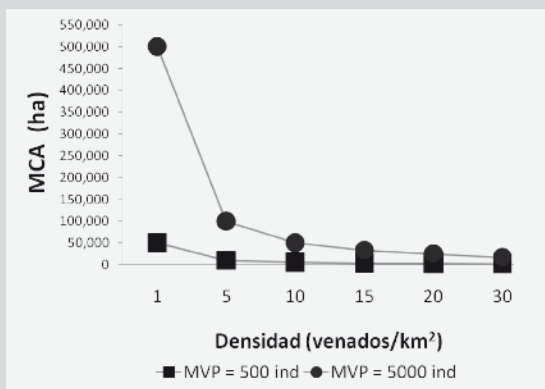
La superficie mínima crítica (MCA por sus siglas en inglés "Minimum Critical Area") puede ser estimada considerando cierto valor de tamaño mínimo poblacional (MVP) y densidad poblacional (D) de esta especie para diversos sitios. Si se considera la relación general:

$$N = D \times A,$$

la cual indica que la abundancia absoluta (N) de una población depende de la superficie de hábitat (A) donde vive, y la densidad poblacional media (venados/km²) en ese sitio, y si se supone que N = MVP, y A = MCA, entonces substituyendo y despejando la ecuación anterior, se tiene un modelo general para estimar MCA como:

$$MCA = \frac{MVP}{D}$$

En consecuencia, se sugiere que una estimación del MCA para una población de venado cola blanca en cierto tipo de hábitat o región geográfica, se puede obtener para un valor fijo de MVP y considerando un valor específico de densidad. Esto significa que la estimación del valor umbral del MCA puede variar dependiendo de las condiciones de cada tipo de hábitat lo cual varía entre sitios. Esto es particularmente cierto para el caso de esta especie la cual tiene una amplia distribución geográfica y mucha variación en la densidad local entre sitios. Considerando un gradiente de densidad de 1 a 30 venados/km², y dos valores de MVP (500 y 5000 individuos), el modelo anterior gráficamente se comporta como se muestra en la siguiente figura:



La gráfica anterior indica que se requiere una superficie mayor para mantener una población viable conforme la densidad poblacional disminuye. Considerando que en México la mayoría de las estimaciones están por debajo de los 10 venados/km², entonces se requieren tamaño de UMA de varios miles de hectáreas.

El tamaño mínimo poblacional viable habitualmente se estima empleando los llamados análisis de viabilidad poblacional (PVA por sus siglas en inglés) a través de programas como Vortex, Ramas/Metapop, Alex, u otros procedimientos. A partir de la idea expuesta en la Figura 4, Mandujano y González-Zamora (2009) desarrollaron un modelo sencillo para estimar el tamaño mínimo crítico de superficie de hábitat ne-

cesaria para soportar poblaciones mínimas viables. En el Cuadro 4 se describe este modelo. Las implicaciones de dicho modelo son importantes para responder a la pregunta ¿cuál debería de ser el tamaño de UMA para sostener poblaciones con aprovechamiento sustentable? Lo que este modelo sugiere es que la superficie mínima que una UMA debería de tener teóricamente sería entre 1,667 a 50,000 ha para sostener una MVP

de 500 venados, o de 16,670 a 500,000 ha para sostener 5,000 venados a largo plazo, dependiendo de la densidad poblacional local (Mandujano y González-Zamora 2009). Es decir, a menor densidad mayor superficie de UMA es requerida. El punto anterior resulta crucial pues en aquellas regiones donde las UMAs extensivas son muy pequeñas (< 1,000 ha) difícilmente podrán sostener una población mínima viable de esta especie y, como consecuencia, su aprovechamiento será mínimo. Esto introduce la necesidad de una visión regional a nivel del paisaje para el manejo del venado cola blanca lo cual implica desarrollar un tejido social robusto, que permita a distintos propietarios y formas de tenencia de la tierra asociarse entre sí para lograr un manejo integrado a la escala correcta (sección 1.5).

Consideraciones de la calidad del hábitat

Además de la cantidad o extensión de hábitat, se debe considerar la calidad del mismo pues este factor está relacionado con la densidad poblacional y tiene consecuencias importantes a nivel de manejo del venado cola blanca. De acuerdo a Patton (1997), la calidad del hábitat (H_q) está determinada o es una función del alimento, cobertura y agua. Para un herbívoro como el venado cola blanca, tanto el alimento como la cobertura estará íntimamente relacionado con el tipo de vegetación (por ejemplo, bosque templado de pino-encino, selva baja caducifolia, etc.), y por el estado sucesional de la misma, es decir si se trata de un bosque primario poco perturbado, o de una selva secundaria acahuallada, sitios con diferentes tipos de vegetación incluidos aquellos creados por el hombre como cultivos, zonas ganaderas, entre los principales. Esto determina en gran medida la composición y diversidad florística, y la estructura de la vegetación. A mayor cantidad y calidad del alimento, mayor cobertura de protección contra el clima y depredadores, y disponibilidad de fuentes de agua ya sean arroyos, agujeros, árboles frutales u otro, entonces el sitio tendrá mayor potencial para sostener un mayor número de venados. La relación entre

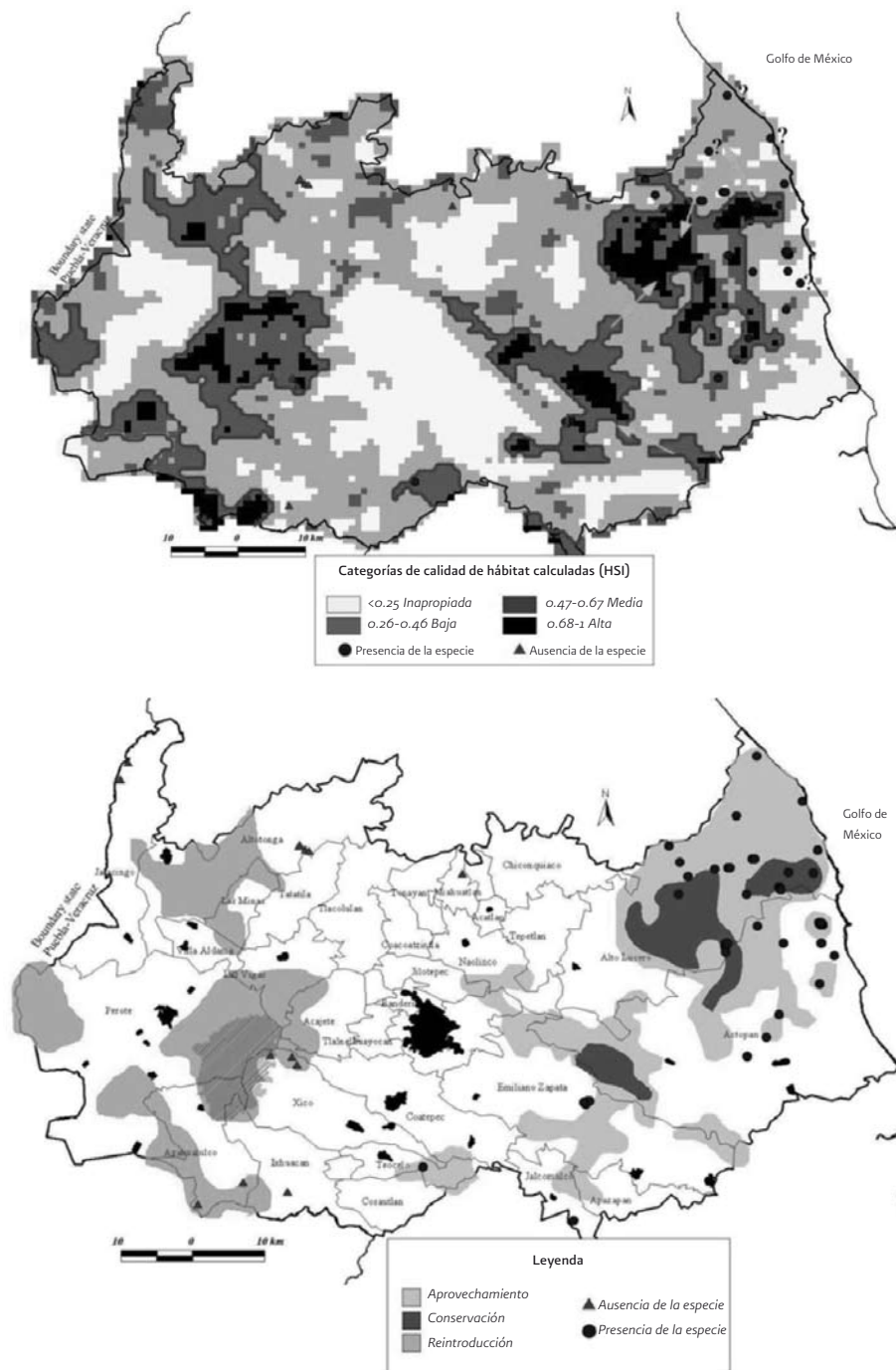
la cantidad de hábitat y la calidad del mismo, determinarán en gran medida la capacidad de carga, aspecto que se discute en la sección 10.

La clasificación y evaluación de las características del hábitat ayuda a conocer el potencial de cada UMA o ANP para mantener una especie a largo plazo. Para este fin, existe una amplia variedad de modelos y métodos para evaluar la disponibilidad y la calidad de hábitat potencial. Dentro de esta variedad de modelos, muchos se basan en el llamado "Procedimiento de Evaluación del Hábitat" para fauna (HEP por sus siglas en inglés). Estos modelos estiman lo que se conoce como "Índices de Idoneidad de Hábitat" (Habitat Suitability Index, HSI). Estos índices se basan en modelos del hábitat óptimo para la especie y se construyen a partir de datos de campo y opinión de expertos (Mandujano 1994, Delfín-Alfonso y Gallina 2007). A partir de este modelo, se calculan los HSI para cada unidad de hábitat. Los HSI en conjunción con un Sistema de Información Geográfica (SIG) y datos que representan la distribución espacial de las variables, pueden usarse para generar mapas de calidad de hábitat los cuales son muy útiles para propuestas de manejo, conservación y restauración (Delfín-Alfonso *et al.* 2009). El mapa de calidad de hábitat y el mapa con propuestas de manejo que se derivan de un HEP, se ejemplifican en la Figura 6.

Consideraciones acerca de los conceptos de capacidad de carga

El concepto de capacidad de carga (K) es frecuentemente empleado en el manejo del venado cola blanca. Sin embargo, dependiendo de los objetivos y del enfoque, puede variar en su definición, lo que tiene implicaciones importantes en el método para estimar K (Miller y Wentworth 2000). La definición comúnmente empleada de K es "el número máximo de animales que una población dada puede ser sostenida en función de los recursos disponibles". Desde una perspectiva demográfica el término se refiere a la densidad en equilibrio a la que el crecimiento de la población se estabiliza

Figura 6. Ejemplo de aplicación de un HEP (procedimiento de evaluación de hábitat) para estimar la calidad del hábitat empleando los HSI (índices de idoneidad del hábitat) en la zona central del estado de Veracruz (531,755 ha). A partir del mapa de calidad (arriba), se pueden derivar propuestas de manejo (abajo) como por ejemplo áreas para aprovechamiento en UMAs, áreas de conservación en ANP, áreas de reintroducción (sitios con hábitat pero con ausencia actual de venados). Mapas tomados de Delfín-Alfonso *et al.* (2009)



cuando las tasas de natalidad y mortalidad son iguales (Figura 7). Este último caso es lo que en ecología de poblaciones se conoce como crecimiento sigmoideal de una población donde al principio crece de manera exponencial pero conforme los recursos (alimento, agua, u otro) comienza a escasear el crecimiento de la población comienza a desacelerarse hasta alcanzar un tope (K) donde la población puede mantenerse fluctuando ligeramente de un año a otro (Mandujano 2007b). En contraste, desde una perspectiva de uso y disponibilidad de hábitat, K se refiere al máximo número de individuos de una población que puede ser sostenido sin que exista un deterioro del hábitat (Gallina 1993). En el caso de ungulados, se ha asumido que K depende del valor nutricional de las plantas.

Sin embargo, existe diferencia entre lo que se entiende por capacidad de carga desde una perspectiva ecológica que desde una visión económica (Figura 8). Desde esta última, el concepto de K toma en consideración el número máximo de animales que pueden existir sin que haya una repercusión económica negativa para intereses humanos específicos. Otra definición es el número máximo de animales que pueden cosecharse de manera sustentable. En el caso de comunidades humanas habitando bosques tropicales, K

es definida como el máximo número de personas que pueden ser mantenidas sin que se afecte la biodiversidad de un sitio (Robinson y Bennett 1999).

Entonces, basados en los modelos gráficos presentados en las secciones previas, se puede predecir una mayor abundancia de venados conforme la superficie y calidad de hábitat aumentan, es decir, una mayor capacidad de carga o potencial de sustento de animales en una UMA. Esta idea se presenta de manera gráfica en la Figura 9. Este modelo es ilustrativo para ejemplificar la relación entre la cantidad y la calidad del hábitat. Una mayor K se espera cuando ambas variables tiene valores altos; sin embargo, una K baja puede suceder o bien cuando la superficie de la UMA es grande pero de baja calidad de hábitat; o cuando la calidad es alta pero la UMA es muy pequeña. Este último caso es común en UMAs del centro y sureste del país, ubicadas en selvas secas o bosques templados.

Es importante resaltar que si bien se ha considerado una alta abundancia como un índice de la salud de la población, en algunos casos una sobrepoblación puede ir en detrimento de los animales (Van Horne 1983). En todo caso, junto con el dato de abundancia (o densidad) debe considerarse simultáneamente otros índices de salud de la población como por ejemplo una alta

Figura 7. Ejemplo de crecimiento poblacional clásico o sigmoideal, la población crece al principio de manera exponencial pero a medida que los recursos van escaseando la población crece a un menor ritmo hasta alcanzar la capacidad de carga (K , línea horizontal punteada) del hábitat punto en el cual las tasas de natalidad y mortalidad son similares de manera que la población mantiene una abundancia muy similar entre un año y otro

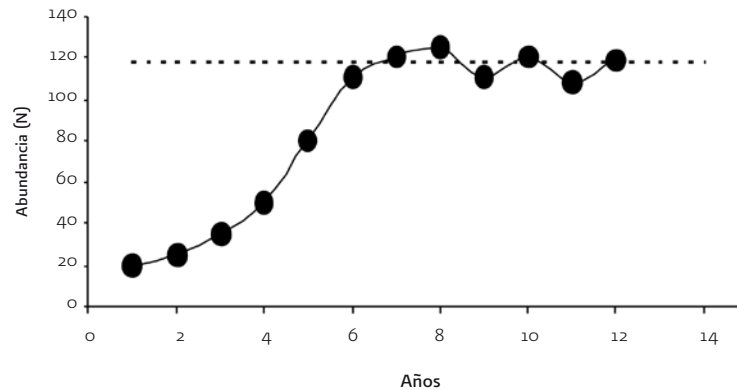
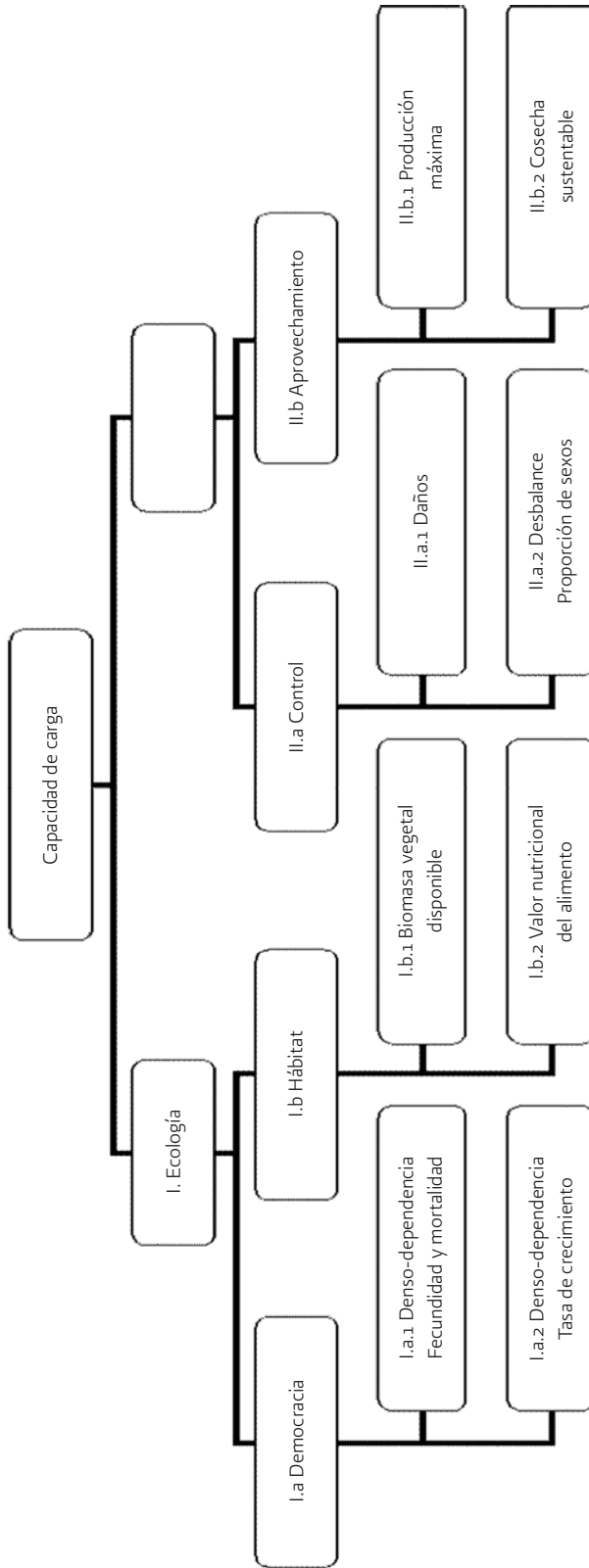


Figura 8. Clasificación del concepto capacidad de carga (K) dependiendo el enfoque y objetivos de estudio y del manejo. En el caso del venado cola blanca, los enfoques I.b.1 y I.b.2 son los más comúnmente empleados. Elaborado por S. Mandujano.



fecundidad, baja mortalidad, mayor sobrevivencia de crías, mayor peso corporal, tamaño de astas grandes, carga parasitaria baja, entre algunos (Johnson 2005). Estas consideraciones ponen de manifiesto un aspecto importante en el manejo: no solo se debe monitorear la abundancia de una población y cambios en la misma a través del tiempo o en distintos tipos de hábitats, sino además monitorear otros aspectos demográficos y de salud relevantes para mantener una población con su mayor potencial de crecimiento posible.

Consideraciones acerca de la importancia de la estructura poblacional

Habitualmente, el aprovechamiento del venado cola blanca implica extraer solo a cierta cantidad de individuos de determinada edad y sexo. Por ejemplo, se extraen machos adultos trofeo o hembras adultas reproductivas para reintroducir pie de cría en otras áreas

vecinas. En consecuencia, para el manejo en vida libre no solo es importante conocer el tamaño de la población sino también su estructura. Esto último implica que es necesario estimar cuantos animales se tienen de cada categoría de edad y sexo. En este capítulo no se abordará el tema de cómo estimar estos parámetros. Por el momento, se remite al interesado al trabajo de Villarreal (1999), aunque es necesario mencionar que no necesariamente las técnicas allí descritas son todas aplicables a bosques tropicales, pues no es frecuente observar un número suficiente de venados como para tener una estimación confiable de la estructura poblacional.

Lo importante a subrayar aquí es que cada población tiene una estructura particular, la cual cambia a través del tiempo y es diferente entre poblaciones. Para ilustrar esto, obsérvese la Figura 10 que ejemplifica la diferencia en la estructura que resulta, dependiendo de la proporción de sexos o "sex-ratio", la cual se refiere al número de hembras por cada macho de la población y al porcentaje de individuos de las distintas categorías

Figura 9. Modelo de cambio en la capacidad de carga (K) en función de la cantidad o superficie de hábitat y de la calidad del hábitat medida a través de algún índice. Se espera una mayor capacidad de carga conforme la cantidad y la calidad del hábitat aumentan. Sin embargo, nótese que una superficie de hábitat grande pero de baja calidad tendrá como resultado un K baja; lo mismo se espera si la calidad del hábitat es alta pero la superficie pequeña. Las cifras mostradas en ambos ejes solo tienen una función ilustrativa y no deben tomarse como una regla

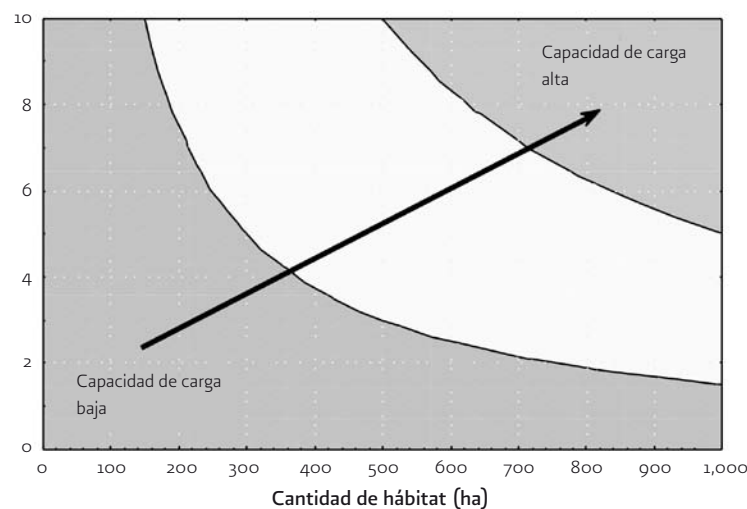
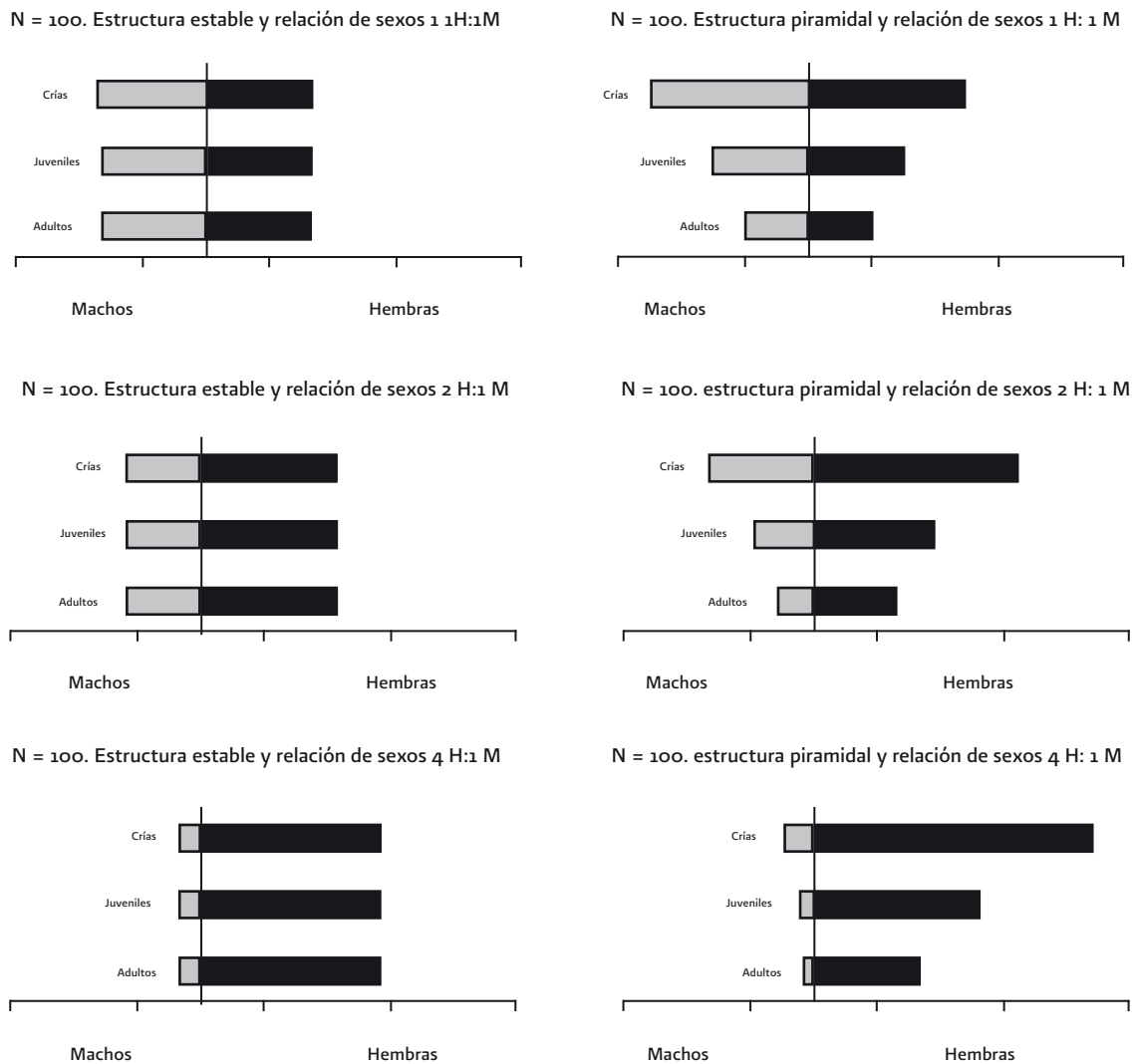


Figura 10. Ejemplo de la estructura de edades y sexo de seis poblaciones hipotéticas con un similar abundancia (N = 100 individuos), pero con distintas estructuras: estable (similar cantidad de crías, juveniles y adultos) o piramidal (mayor cantidad de crías y menor de adultos). Además con diferente proporción o relación de sexos desde una proporción de 1 hembra por cada macho, hasta 4 hembras por cada macho



de edad. Como se puede observar, la estructura varía dependiendo de los valores de estos parámetros incluso cuando la abundancia es similar entre poblaciones, en este caso N = 100 individuos.

¿Qué significa este ejemplo? La viabilidad del aprovechamiento de una población no solo dependerá de

la abundancia, sino además de su estructura de edades y de su proporción de sexos; y esto cambia de una población a otra, o en una misma población de un año a otro. Es decir, tanto la abundancia como la estructura de edades y la proporción de sexos no son valores estáticos. Esto implica que cada año se tiene que mo-

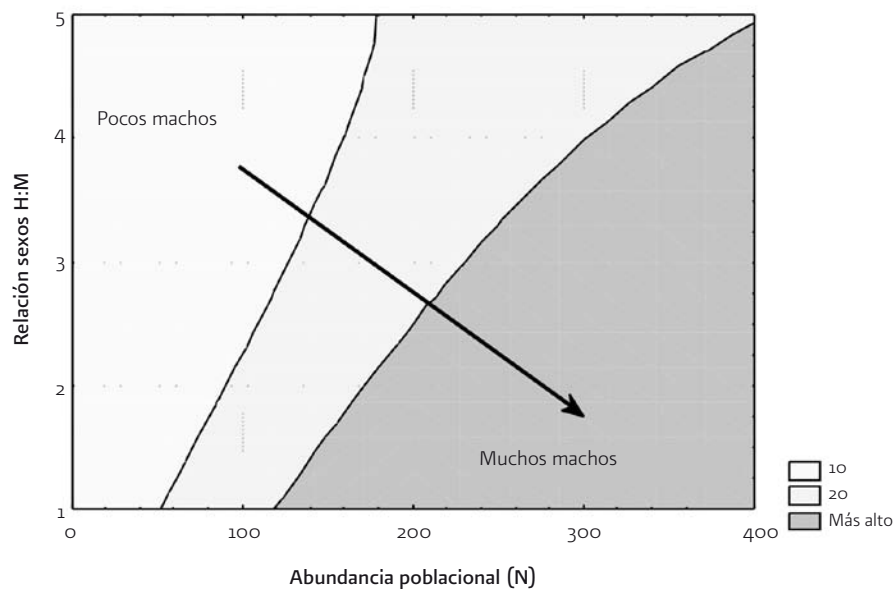
nitorear a la población siguiendo el mismo método y protocolo de estimación poblacional, a fin de detectar las variaciones que se presentan.

Consideraciones acerca del número de machos adultos en una población y potencial de extracción

Como consecuencia de la variación en la abundancia, la proporción de edades y la proporción por sexos, el número de venados que se puede cosechar de una población varía. Conforme la abundancia de la población aumenta y la proporción de hembras por macho tiende a ser de 1:1, entonces el número de machos en la población puede ser mayor. La Figura 11 presenta un modelo gráfico de esta relación. Este modelo gráfico nuevamente vuelve a poner en evidencia la importancia que tiene no solo considerar la abundancia de una

población, sino además su estructura en términos de porcentaje de adultos y proporción de sexos. De hecho, el monitoreo de la proporción es un excelente indicador del estado de salud de una población (Villarreal 1999). Si bien en el venado cola blanca la proporción de sexos de las crías al nacer tiende a ser de uno a uno, se ha observado que la tendencia de una mayor mortalidad de los machos jóvenes y adultos tiende a inclinar la proporción de sexos hacia un mayor número de hembras. En poblaciones saludables se considera que una proporción de un macho adulto por cada dos o tres hembras adultas, mantienen un buen crecimiento poblacional. Sin embargo, si existe una mayor mortalidad de machos adultos no solo por causas naturales sino además por exceso de cacería, entonces esta proporción se inclina hacia un mayor número de hembras lo cual reduce el potencial de crecimiento de la población. Es en estos casos cuando se aplica el control de hembras habitualmente extrayéndolas para llevarlas a otras UMAs lo cual desde el punto de vista genético y sanitario no necesariamente representa la mejor op-

Figura 11. Modelo de la relación del número de machos en función de la abundancia y proporción de sexos. Note que conforme la abundancia aumenta y la proporción de sexos tiende a una relación de 1 macho : 1 hembra, el número de machos aumenta



ción. Pero en todo caso, es importante el control de hembras para mantener un balance poblacional lo más cercano a la relación 1:1.

A mayor cantidad de machos adultos, la posibilidad de aprovechamiento aumenta. Es común que el porcentaje de extracción oscile entre el 10 y 40% de la población. Es decir, del total de machos adultos en la etapa de aprovechamiento (cuando tienen entre 4 y 6 años de edad), solo se debe extraer cierto porcentaje. En general, es común aplicar la "regla del 10%" basada en el sentido común y en un principio de precaución, más que en evidencia empírica robusta o en modelos teóricos. Una fórmula sencilla para estimar el número de machos o hembras a cosechar es:

$$\text{Cosecha} = N \times \% \text{Adultos} \times \text{Sexratio} \times \text{Tasa de cosecha}$$

Cuadro 5. Ejemplos hipotéticos para estimar el número de machos o hembras a cosechar en una población de venados en función de la abundancia, la proporción de adultos, la proporción de sexos, y la tasa de cosecha determinada (10 al 40%)

Ejemplo 1. Supongamos que estimamos una población (abundancia) de 200 venados en la UMA, de los cuales el 40% son adultos con una relación de un macho por cada dos hembras adultas. Queremos saber cual es el número de machos adultos que se pueden extraer si se consideran dos tasas de cosecha: 10% y 30%.

Entonces según la fórmula, para la primer tasa de cosecha se tendría:

Número de machos = $200 \times 0.40 \times 0.33 \times 0.10 = 2.6$ machos, o sea entre 2 y 3, mientras que para la segunda serían:

Número de machos = $200 \times 0.40 \times 0.33 \times 0.30 = 7.9$ machos, o sea entre 7 y 8 individuos.

Ejemplo 2. Supongamos que nuestra UMA es muy pequeña y de regular calidad del hábitat de modo que estimamos 50 venados en total. Además, la población

ha estado sujeta a cacería no controlada en la cual se matan animales de cualquier sexo y edad de manera tal que la proporción de adultos es del 45% pero la relación de sexos es de un macho por cada 4 hembras. Queremos saber cual es el número de machos adultos que se pueden extraer si se consideran dos tasas de cosecha: 10% y 30%.

Entonces según la fórmula, para la primer tasa de cosecha se tendría:

Número de machos = $50 \times 0.45 \times 0.20 \times 0.10 = 0.5$ machos, o sea entre 0 y 1, mientras que para la segunda serían:

Número de machos = $50 \times 0.45 \times 0.20 \times 0.30 = 1.4$ machos, o sea entre 1 y 2 individuos.

Para ejemplificar esto, considere los casos que se muestran en el Cuadro 5. Como se aprecia, el número de machos que se pueden cosechar aumenta conforme la abundancia de la población crece, y la proporción de sexos tiende a ser de 1:1 ó 1:2 machos por hembra. Además, varía dependiendo del porcentaje de extracción. El ejemplo está hecho a propósito para ilustrar que UMAs pequeñas y/o de baja calidad de hábitat tendrán baja capacidad de carga por lo que la abundancia esperada será también baja. Aunado a esto, si esa población ha estado sometida a cacería no controlada en la cual se matan hembras y machos de cualquier edad, lo cual es muy común en muchos sitios, entonces la población tendrá un desbalance significativo hacia más hembras que machos adultos. Como consecuencia, el número de animales que se puedan extraer será muy bajo o incluso nulo. Los ejemplos anteriores pueden generalizarse en un modelo gráfico presentado en la Figura 12.

Consideraciones para estimar cacería sustentable

Además del modelo de cosecha descrito brevemente en la sección anterior, existen otros modelos para evaluar la

sustentabilidad de la cacería de fauna silvestre. Uno de los más empleados en regiones tropicales es el conocido como modelo de producción (Bodmer y Robinson 2004), el cual ha sido aplicado en numerosos estudios en África y Latinoamérica, y recientemente en México (Naranjo *et al.* 2004b, Mandujano 2007b, 2008). Para estimar la máxima cosecha sustentable (MSY, "Maximum Sustainable Yield"), este modelo requiere información específica de la capacidad de carga (K), la tasa finita máxima de crecimiento poblacional (λ_{max} , Lambda) y la densidad poblacional (D). Además, en este modelo se asume que las poblaciones tienen un crecimiento denso-dependiente y alcanza la producción máxima cuando la población está al 60% de su capacidad de carga, es decir 0.6K. Por lo tanto, la producción máxima (Pmax) se calcula multiplicando la densidad (estimada como 0.6K) por la tasa finita de crecimiento poblacional (λ_{max}), y luego se le sustrae la densidad del año anterior. El modelo es:

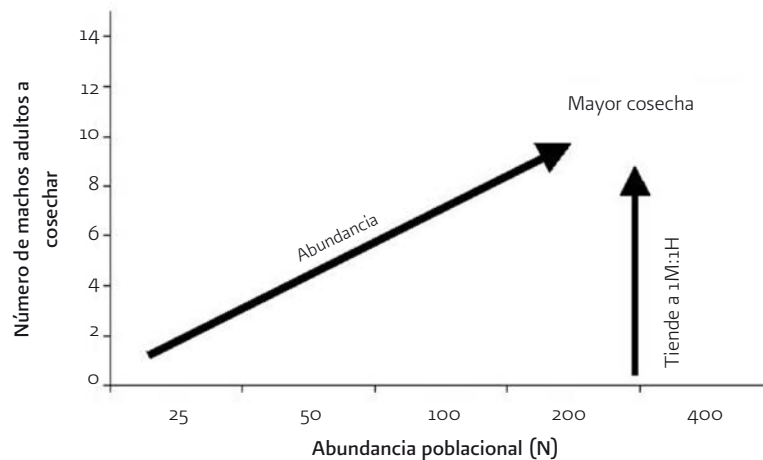
$$P_{max} = 0.6 K \times \lambda_{max} - D = 0.6 K$$

Habitualmente K se estima a partir de muestreos de poblaciones en sitios pocos perturbados, y se considera que la densidad poblacional en esos sitios se encuentra a

su capacidad de carga, es decir $K = D$. Sin embargo, dos factores podrían afectar este supuesto. Primero, las poblaciones en equilibrio no necesariamente se encuentran a su capacidad de carga, especialmente en aquellas áreas donde el crecimiento poblacional está fuertemente regulado por los depredadores. Segundo, la capacidad de carga no es un valor estático sino que cambia dependiendo de la dinámica, variación estacional, depredación y necesidades humanas (Hunter y Runge 2004). En consecuencia, en sistemas naturales habitualmente existen fluctuaciones de las condiciones ambientales y las poblaciones en realidad fluctúan alrededor de K. Por lo tanto, estimar sólo una vez la densidad en áreas muy poco perturbadas podría llevar a una estimación sesgada de K (Mandujano 2007b).

En el Cuadro 6 se ejemplifica este procedimiento para estimar la cosecha de venados para uso humano en un sitio bien conservado. Si se estudia detenidamente este ejemplo se observará que el número de animales a cosechar no se estima a partir de la densidad poblacional, sino a partir de la producción de esa población. Además, solo se toma cierto porcentaje (10 al 40%) de esa producción. Este último aspecto es crucial de entender pues lo que actualmente está sucediendo en muchas UMAs es que el número de ani-

Figura 12. Modelo de cosecha de machos adultos en función de la abundancia y proporción de sexos. Un mayor número de machos se pueden cosechar a medida que la abundancia aumenta (lo cual en sí es una función de la cantidad y calidad del hábitat, además de otros factores) y la proporción de sexos tiende a ser de un macho por cada una o dos hembras adultas (lo cual es un indicador de buena salud de la población)



males a cazar se estima a partir de la densidad total de la población, o cierto porcentaje de los machos adultos en la misma. Para clarificar la diferencia entre emplear la densidad o la producción de la población, considérese los siguientes ejemplos del Cuadro 7.

Limitaciones del modelo UMA

El modelo UMA es nuevo. Como proyecto de manejo resulta muy atractivo, como experiencia de manejo resulta discutible. De hecho, recientemente varios

autores han discutido limitaciones de este modelo, principalmente en las regiones tropicales (Valdez *et al.* 2006; Weber *et al.* 2006; Sisk *et al.* 2007). En estas áreas la cacería de venados es una práctica cultural que tiene un profundo arraigo entre los pobladores rurales, tanto de origen indígena como mestizo, para satisfacer al menos tres aspectos: la necesidad alimenticia, el comercio a escala local, y el gusto por cazar. Sin embargo, hay varios factores que podrían estar amenazando las prácticas tradicionales de cacería, entre los que destacan: 1) la alta tasa de crecimiento humano,

Cuadro 6. Estimación de la cosecha máxima sustentable de una población de venado cola blanca bien conservada en una región del Pacífico mexicano (basado en Mandujano 2008)

Parámetro	Venado cola blanca	Comentarios
Densidad (ind/km ²) Media Variación (SD)	11.8 11.0 a 13.6	Basada en el método de conteo directo en transectos durante cuatro años de estudio, y empleando el programa DISTANCE.
Tasa finita máxima de crecimiento poblacional (λ_{max})	1.52	La tasa se estimó como $\lambda_{max} = e^{r_{max}}$. La tasa intrínseca (r_{max}) se estimó como: $1 = e^{-r_{max}} + be^{-r_{max}}(a) - be^{-r_{max}(w+1)}$, donde a es la edad a la que ocurre el primer evento reproductivo, w es la edad del último evento reproductivo, y b es la tasa anual de nacimiento de crías hembras.
Densidad en equilibrio (Deq, ind/km ²)	12.0	La densidad en equilibrio (Deq) se estimó de acuerdo con la relación de denso-dependencia entre el crecimiento de la población y la densidad a partir de un modelo logístico (Akçakaya <i>et al.</i> 1999).
Animales removidos por depredadores (P, ind/km ²)	4 a 5	P es el número de venados removidos por los depredadores, según estudios con jaguares y pumas en el sitio.
Capacidad de carga (K, ind/km ²)	16.5 a 17.2	La capacidad de carga se estimó como $K = Deq + P$, donde P es el número de venados removidos por los depredadores.
Cosecha máxima sustentable (MSY, ind/km ²)	10.3	Según el modelo de cosecha de Bodmer y Robinson (2004).
Producción máxima (Pmax, ind/km ²)	5.3	$P_{max} = (0.6K * \lambda_{max}) - 0.6K$, de acuerdo al modelo de Robinson y Redford (1991)
Cosecha del 40% de la Pmax para consumo humano (0.40 * Pmax) expresada en venados/km ²	2.1	La producción para uso humano se consideró como $PRR = 0.40 * P_{max}$. Es decir, se asume que hasta 40% de la producción máxima puede ser usada sin afectar adversamente a la población.
Cosecha del 10% de la Pmax para consumo humano (0.10 x Pmax) expresada en venados/km ²	0.5	En este caso se asume que hasta el 10% de Pmax puede ser cosechada. Es decir, se asume una tasa conservadora para proteger a la población dado los sesgos que existen en la estimación de los anteriores parámetros.

2) la disminución de la distribución y abundancia de los venados debido los cambios intensivos y extensivos en las prácticas de uso del suelo, 3) la introducción de especies exóticas, y 4) la introducción de otros modelos de aprovechamiento de vida silvestre. Weber *et al.* (2006) analizan la historia del concepto UMA, discuten la implantación de este modelo del norte del país hacia la zona sureste en la región tropical, proveen ejemplos de los problemas técnicos y sociales de la implementación de este modelo y cómo ya está impactando negativamente a la fauna nativa local, y sugieren posibles alternativas para mejorar la incorporación de este modelo en el sureste de México.

Cuadro 7. Ejemplos hipotéticos para ilustrar algunos conceptos básicos acerca de la cosecha

Ejemplo 1. Supongamos que tengo un capital de \$100,000 y decido gastar entre el 10 y 40% del mismo en la temporada navideña. En enero entonces tendré entre \$60,000 a \$90,000. Además, decido no meterlo a ninguna cuenta de ahorro u otro instrumento de inversión, por lo que ese capital no me generará ninguna ganancia por intereses. Si además hay una devaluación del 8% ese año, quiere decir que al final del mismo solo tendré entre \$55,200 a \$82,800 suponiendo que no gasto nada en todos esos meses.

¿Qué quiere decir el ejemplo anterior? Aunque solo gaste un porcentaje bajo (10%) de ese capital, en ausencia de inversión del mismo y en presencia de inflación, irremediablemente tendré cada vez menos capital: menos dinero para gastar cada año. Es decir, mis gastos exceden a la tasa de recuperación del capital. El peligro de esta estrategia es incurrir en deuda mala vía prestamos u otro tipo de endeudamiento (tarjeta de crédito), lo cual me puede hacer más pobre.

Ejemplo 2. Vamos a suponer ahora que cuento con el mismo capital de \$100,000 pero esta vez fui previsor y decidí invertir el mismo en un instrumento de inversión (bienes raíces por ejemplo) el cual me produce el 12% de ganancia anual. Además, antes de hacer cualquier gasto

durante la temporada navideña, hice la previsión de considerar la tasa de devaluación la cual según los economistas será del 8% el próximo año. Por lo tanto, al porcentaje de ganancia por inversión le resté el de devaluación, es decir $12\% - 8\% = 4\%$ por lo que estimo tendré una ganancia real del 4% sobre mi capital inicial, o sea $\$100,00 \times 0.04 = \$4,000$. Además tomo otra decisión fundamental para crecer: solo gasto en navidad el 40% de esos \$4,000, o sea \$1,600, y el otro 60% de la ganancia la reinvierto, por lo que en enero estimo tener \$110,400 que es el resultado de los \$100,000 iniciales, más \$8,000 que será lo que se estima se devalúe mi capital el siguiente año, más \$2,400 que es el 60% restante de lo generado por mis ganancias de inversión (ingreso pasivo).

¿Qué quiere decir el ejemplo anterior? Solo invirtiendo mi capital, considerando la devaluación del siguiente año, gastando cierto porcentaje (10 al 40%) de la ganancia generada por mi inversión, y reinvertiendo el resto, puedo mantener mi capital original y hacerlo crecer. Es decir, la tasa de recuperación de mi capital es superior a mis gastos. Por lo tanto, puedo solicitar deuda buena para crecer aun más haciendo mejores inversiones de capital y del préstamo lo cual me hará más rico.

Aunque estos ejemplos son el ámbito económico-financiero, no están lejos del ámbito ecológico-manejo. Las analogías son las siguientes:

Capital = Abundancia poblacional
 Tasa de ganancia o intereses = Tasa de crecimiento poblacional (λ)
 Tasa de aprovechamiento del 10 al 40% sobre los intereses ganados = Tasa de cosecha sustentable
 Temporada navideña = temporada de caza
 Tasa de devaluación = Tasa de mortandad poblacional
 Reinversión del capital más intereses restantes ganados = Protección de la población
 Generación de mayor riqueza = Estrategia de manejo sustentable

Debido a la relativamente reciente adquisición de este modelo UMA, no se cuenta aún con datos que per-

mitan evaluar objetivamente lo adecuado de éste para regiones tropicales. Weber *et al.* (2006) sugieren algunos aspectos a considerar para incorporar mejor este modelo en el sureste del país. Entre varios, tres aspectos que de acuerdo con estos autores deben integrarse en este modelo son: 1) las UMA extensivas para el manejo de los venados deben establecerse al nivel del paisaje, el cual integra todos los elementos como son: comunidades humanas, sitios dedicados al cultivo y otras actividades productivas, áreas de vegetación secundaria en regeneración, áreas de selva madura, entre los principales; 2) las UMA deben incorporar las tradiciones y métodos culturales de adquisición y aprovechamiento de este recurso; y 3) las UMA deben evaluar detalladamente la sustentabilidad de la cacería. Es decir, el aprovechamiento de los venados en UMA debe tener el propósito de satisfacer al mercado externo para el aprovechamiento comercial y, al mismo tiempo, continuar satisfaciendo las necesidades locales tales como carne para autoconsumo, fiestas tradicionales, y recreación. En este sentido, el conocimiento tradicional que la gente de campo posee acerca de los venados es fundamental y debe incorporarse a los planes de manejo y administración en este nuevo modelo de aprovechamiento.

Consideraciones acerca de una propuesta de manejo a nivel regional o paisajístico

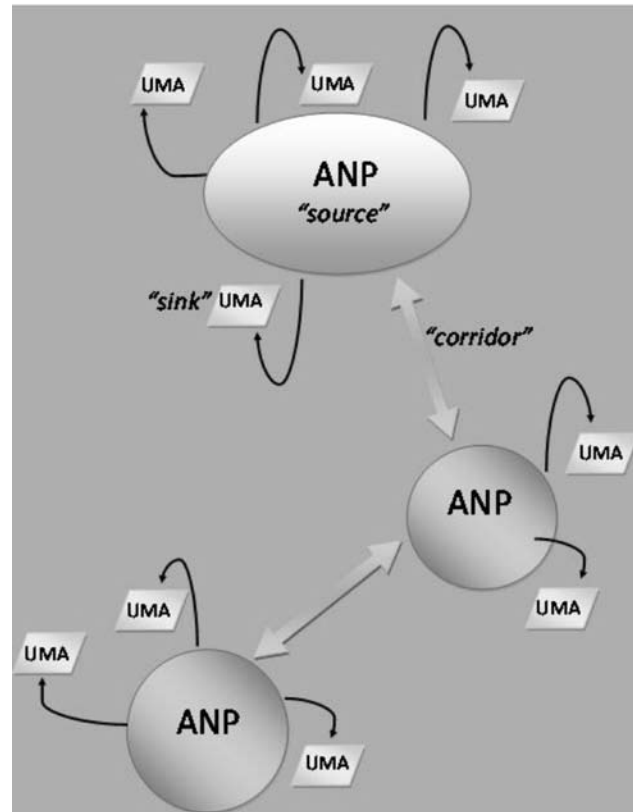
Considerando las limitaciones de las UMAs como unidad independiente de manejo y su tamaño pequeño en aquellas localizadas en el centro y sureste del país, Mandujano y González-Zamora (2009) sugieren una red de sistemas regionales donde las UMAs pequeñas estén conectadas a ANPs grandes por medio de corredores (Figura 13). Estos sistemas a nivel del paisaje podrían permitir los movimientos de dispersión de los venados, y mantener poblaciones mínimas viables. Sin aludir a este concepto de redes, en algunas regiones del noreste del país Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas esto podría estar sucediendo dado el gran número de UMAs de superficies relativamente grandes y cercanas

unas a otras. Sin embargo, en aquellas UMAs donde los propietarios han colocado malla venadera, los venados confinados dentro están aislados del resto de la población biológica lo cual reduce el flujo genético.

Para crear este sistema de redes para la conservación y manejo a nivel regional o paisajística, se pueden aplicar dos modelos ecológicos recientes: reservas tipo archipiélago y modelos metapoblacionales del tipo fuente-sumidero. Para el primer caso, las reservas archipiélago han sido propuestas para proteger la diversidad Beta (Halftter 2007). Una extensión de este concepto podría aplicarse a nivel metapoblacional para proteger y manejar poblaciones mínimas viables de venado cola blanca. El segundo modelo posible es el fuente-sumidero ("source-sink system" en inglés) el cual consiste de que una población tiene un crecimiento positivo y actúa como fuente de individuos que emigran hacia otras poblaciones vertedero o sumidero más pequeñas las cuales tiene una tasa de crecimiento negativo y solo persisten debido a las fuentes. De tal manera que podría suceder que los venados emigren de ANPs grandes hacia UMAs muy pequeñas. Por ejemplo, en la selva de la Lacandona se ha propuesto este sistema para explicar el uso de ungulados por la gente aledaña a la Reserva de Biosfera Montes Azules, Chiapas, la cual se propone como fuente (Naranjo y Bodmer 2007). Para la Reserva de Biosfera de Mapimí, Durango, Sánchez-Rojas y Gallina (2007) sugieren una dinámica del tipo metapoblacional con el venado bura. En el caso de la selva seca en el Bajo Balsas, Michoacán, se ha observado que la gente caza constantemente venado cola blanca en UMAs muy pequeñas (< 400 ha) donde la densidad es menor a 5 venados/km²; pero adyacente se encuentra la zona núcleo de la Reserva de Biosfera Zicuirán-Infiernillo con densidades de 12 a 14 venados/km² (S. Mandujano, datos no publicados).

Por lo tanto, esta propuesta de sistemas de redes de ANPs y UMAs conectadas a nivel del paisaje, podría ser una alternativa para manejar al venado cola blanca en unidades extensivas. Evidentemente, esta propuesta requiere por un lado de mayor documentación con datos de campo, y de un diálogo entre dueños de UMAs, autoridades locales, estatales y federales, y sector académico. Existen ciertos avances respecto a

Figura 13. Propuesta de manejo del venado cola blanca a nivel regional a partir de un sistema de redes en las cuales UMAs pequeñas estén conectadas a ANPs grandes para permitir el flujo de individuos y mantener poblaciones mínimas viables. La propuesta se basa en conceptos novedosos derivados de las reservas tipo archipiélago y modelos metapoblacionales, principalmente del tipo fuente-sumidero. Esta propuesta sugiere abandonar a la UMA como unidad independiente de manejo, e incorporarla a un sistema regional de manejo. Autor: S. Mandujano



propuestas de manejo regional para otras especies de artiodáctilos, por ejemplo el caso del borrego cimarrón (véase el capítulo por Valdés y Segundo, en este mismo volumen).

Agradecimientos

Agradezco la invitación de O. Sánchez para contribuir con un capítulo para este libro, así como sus constantes sugerencias para mejorar la redacción del mismo. Los comentarios de revisores anónimos contribuyeron a mejorar este trabajo. C. Delfín-Alonso elaboró algunos de los mapas aquí presentados. Este trabajo for-

ma parte de mi proyecto de investigación dentro del Departamento de Biodiversidad y Ecología Animal del Instituto de Ecología A.C.

Literatura citada

- Akcakaya, H. R., M. A. Burgman y L. R. Ginzburg. 1999. Applied population ecology: Principles and computer exercises using RAMAS_EcoLab 2.0. Segunda edición. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts.
- Bodmer, R. E. y J. G. Robinson. 2004. Evaluating the sustainability of hunting in the Neotropics. En: K.

- M. Silvas, R. E. Bodmer, and J. M. V. Fragoso (Eds.). *People in nature: Wildlife conservation in South and Central America*, pp. 299–323. Columbia University Press, New York, New York.
- Delfín-Alfonso, C. y Gallina, S. 2007. Modelo de evaluación de hábitat para el venado cola blanca en un bosque tropical caducifolio en México. In: Escarabajos, Diversidad y Conservación Biológica. Ensayos en homenaje a Gonzalo Halftter. M. Zunino and Melic A. (Eds.), pp. 193-202. Monografías del 3er. Milenio Vol. 7. Sociedad Entomológica Aragonesa, España.
- Delfín-Alfonso, C., S. Gallina y C. López-González. 2009. Evaluación del hábitat del venado cola blanca utilizando modelos espaciales y sus implicaciones para el manejo en el centro de Veracruz, México. *Trop. Conserv. Sci.* 2: 215-228.
- DGVS. 2007. Sistemas de Unidades de Manejo. Dirección General de Vida Silvestre, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, D.F. www.semarnat.gob.mx/gestionambiental/vidasilvestre/Pages/sistemadeunidadesdemanejo.aspx.
- Gallina, S. 1993. Biomasa disponible y capacidad de carga en la reserva la Michilía, Durango. Pp. 437-453. In: R. A. Medellín y G. A. Ceballos (eds.). *Avances en el Estudio de los Mamíferos de México*. Publicaciones Especiales, Vol. 1. Asociación Mexicana de Mastozoología A. C. México.
- González-Marín, R. M., E. Montes y J. Santos. 2003. Caracterización de las unidades de manejo para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de la fauna silvestre en Yucatán, México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 2: 13-21.
- González-Pérez, G. y M. Briones-Salas. 2000. Venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en comunidades indígenas de Oaxaca. *Investigación Hoy* 94: 20-27.
- Greenberg, L. S. Z. 1992. Garden hunting among the yucatecan maya: a coevolutionary history of wildlife and culture. *Etnoecológica* 1:23-33.
- Halftter, G. 2007. Reservas archipiélago: un nuevo tipo de área protegida. In: *Hacia una Cultura de Conservación de la Biodiversidad Biológica*, Halftter, G., Guevara, S. and Melic A. (eds.), pp. 281-286, m3m: Monografías Tercer Milenio vol 6. S.E.A., Zaragoza, España.
- Hall, E. R. 1981. *The mammals of North America*. Second ed. John Wiley and Sons, New York, 2: 601-1181.
- Hunter, C.M., y M.C. Runge. 2004. The importance of environmental variability and management control error to optimal harvest policies. *Journal of Wildlife Management* 68: 585-594.
- Johnson, M. D. 2005. Habitat quality: a brief review for wildlife biologists. *Trans. W. Sect. Wildl. Soc.* 41: 31-41.
- Kellog, R. 1956. What and where are the whitetails? Pp. 31-55, in W. P. Taylor (ed.), *The deer of North America*. The Stackpole Company, Harrisburg, Pennsylvania, 668 pp.
- Logan López, K, E. Cienfuegos- Rivas, F. C. Sánchez, G. Mendoza Martínez, A. M. Sifuentes Rincón y L. A. Taranfo Arámbula. 2006. Caracterización morfométrica de cuatro subespecies de venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en la zona noreste de México. *Revista Científica* 1: 14-22.
- Logan-López, K, E. Cienfuegos- Rivas, A. M. Sifuentes-Rincón, M. González- Paz, F. Clemente- Sánchez, G. Mendoza Martínez, y L. A. Taranfo Arámbula. 2007. Patrones de variación genética en cuatro subespecies de venado cola blanca del noreste de México. *Agrociencia* 41: 13-21.
- Mandujano, S. 1994. Método para evaluar el hábitat del venado cola blanca en un bosque de coníferas. Pp. 283-297 in Ch. Vaughan y M. A. Rodríguez (eds.), *Ecología y Manejo del Venado Cola Blanca en México y Costa Rica*. Editorial EUNA, Heredia, Costa Rica. 455pp.
- Mandujano, S. 2004. Análisis bibliográfico de los estudios de venados en México. *Acta Zool. Mex.* (n.s.) 20: 211-251.
- Mandujano, S. 2005. Calibration of tracks counts to estimate population density of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) in a Mexican tropical forest. *Southwest. Nat.* 50: 223-229.
- Mandujano, S. 2007a. Protocolos para la evaluación y monitoreo de poblaciones, hábitat y aprovechami-

- ento del venado cola blanca en bosques tropicales secos. In: Memorias del Taller para la elaboración de protocolos de evaluación y seguimiento para la conservación, recuperación y uso de poblaciones de aves silvestres y sus hábitats, en Unidades de Manejo para la Conservación de Vida Silvestre (UMA). SEMARNAT, DGVS, INE, UPC. México, D.F.
- Mandujano, S. 2007b. Carrying capacity and potential production of ungulates for human use in a Mexican tropical dry forest. *Biotropica* 39: 519-524.
- Mandujano, S. 2008. Precipitación, capacidad de carga y potencial de uso de los ungulados en un bosque tropical seco. Pp. 637-660, *in*: E. Espinoza-Medinilla y C. Lorenzo (eds.), *Avances Mastozoológicos Vol. II*, AMMAC, México, D.F.
- Mandujano, S. y J. M. Aranda. 1993. Cuento de venados (*Odocoileus virginianus*: CERVIDAE) en transectos: recomendaciones para su aplicación. *Revista BIOTAM* 5: 43-46.
- Mandujano, S y S. Gallina. 1993. Densidad del venado cola blanca basada en conteos en transectos en un bosque tropical de Jalisco. *Acta Zool. Mex.* (n.s.) 56: 1-37.
- Mandujano, S. y S. Gallina. 1995. Comparison of deer censusing methods in a tropical dry forest. *Wildl. Soc. Bull.* 23: 180-186.
- Mandujano, S. y A. González-Zamora. 2009. Evaluation of natural conservation areas and wildlife management units to support minimum viable populations of white-tailed deer in Mexico. *Trop. Conserv. Sci.* 2: 237-250.
- Mandujano, S. y V. Rico-Gray. 1991. Hunting, use, and knowledge of the biology of the white-tailed deer, *Odocoileus virginianus* (Hays), by the maya of central Yucatan, Mexico. *J. Ethnobiol.* 11:175-183.
- Mandujano, S., C. Delfín-Alfonso y S. Gallina. 2008. Análisis biogeográfico de las subespecies del venado cola blanca *Odocoileus virginianus* en México. XI Simposio de Venados en México. FMVZ- UNAM. México, D.F.
- Miller, K. V. y J. M. Wentworth. 2000. Carrying capacity. *In* S. Demarais and P. R. Krausman (Eds.). *Ecology and management of large mammals in North America*, pp. 140-155, Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.
- Montiel-Ortega, S., L. M. Arias y F. Dickinson. 1999. La cacería tradicional en el norte de Yucatán: una práctica comunitaria. *Rev. Geogr. Agrí.* 29: 43-51.
- Naranjo, E. J. y Bodmer, R. E. 2007. Source-sink systems and conservation of hunted ungulates in the Lacandon forest, Mexico. *Biol. Conserv.* 138: 412-420.
- Naranjo, E. J., Guerra M. M., Bodmer R. E & Bolaños J. E. 2004a. Subsistence hunting by three ethnic groups of the Lacandon forest, México. *J. Ethnobiol.* 24: 233-253.
- Naranjo, E. J., Bolaños, J. E., Guerra, M. M. y Bodmer, R. E. 2004b. Hunting sustainability of ungulates populations in the Lacandon forest, México. *In*: *People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America*, Silvas, K.M., Bodmer, R.E. and Fragoso, J.M. (eds.), pp. 324-343. Columbia University Press, New York.
- Patton, D. R. 1997. *Wildlife Habitat Relationships in Forested Ecosystems*. Revised Edition, Timber Press, Portland, Oregon.
- Robinson, J. G., and E. L. Bennett. 1999. Carrying capacity limits to sustainable hunting in tropical forest. *In* J. G. Robinson, and E. L. Bennett (Eds.), *Hunting for sustainability in tropical forest*, pp. 13-30. Columbia University Press, New York.
- Rojo-Curiel, A., J. L. Cruz, G. Solano y R. Hernández. 2007. Plan de manejo tipo de venado cola blanca en zonas templadas y tropicales en México. DGVS, SEMARNAT, México. D.F.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México, D. F.
- Sánchez-Rojas, G. y Gallina, S. 2007. Metapoblaciones, el reto en la biología de la conservación: el caso del venado bura en el Bolsón de Mapimí. *In*: *Tópicos en Sistemática, Biogeografía, Ecología y Conservación de Mamíferos*, Sánchez-Rojas, G. and Rojas-Martínez, A. (eds.), pp. 115-124, Universidad Nacional del Estado de Hidalgo, México.
- Segovia, A. y S. Hernández-Betancourt. 2003. La cacería de subsistencia en Tzucacab, Yucatán, México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 2: 49.

- SEMARNAP. 1997. Programa de conservación de la vida silvestre y diversificación productiva en el sector rural. Secretaria de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, México, D.F.
- Sisk, T. D., Castellanos, A. E. y Koch, G. W. 2007. Ecological impacts of wildlife conservation units policy in México. *Ecol. Environ.* 5: 209-212.
- Soulé, M.E. (Ed.). 1987. *Viable Populations for Conservation*, Cambridge University Press, Cambridge, England.
- Trill, L.W., Bradshaw, C. J. A. y Brook, B.W. 2007. Minimum viable population size: A meta-analysis of 30 years of published estimates. *Biol. Conserv.* 139: 159-166.
- Valdez, R., Guzmán-Aranda, J.C., Abarca, F. J., Tarango-Arámbula, L. A. y Clemente-Sánchez, F. 2006. Wildlife conservation and management in México. *Wildl. Soc. Bull.* 34: 270-282.
- Van Horne, B. 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. *J. Wildl. Manage.* 47: 893-901.
- Villarreal-Espino, O. Villarreal-Espino, O. A. 2006. *El Venado Cola Blanca en la Mixteca Poblana: Conceptos y Métodos para su Conservación y Manejo*. Fundación Produce Puebla A. C., Puebla. A. 2006. *El Venado Cola Blanca en la Mixteca Poblana: Conceptos y Métodos para su Conservación y Manejo*. Fundación Produce Puebla A. C., Puebla.
- Villarreal, J. G. 1999. *Venado Cola Blanca: Manejo y Aprovechamiento Cinegético*. Unión Ganadera Regional de Nuevo León, N.L., México.
- Weber, M., G. García-Marmolejo y R. Reyna-Hurtado. 2006. The tragedy of the commons: wildlife management units (UMAs) in southeastern Mexico. *Wildl. Soc. Bull.* 34: 1480-1488.
- Zar J. H. 1984. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, Englewood Cliffs.

Óscar Sánchez, Pablo Zamorano,
Eduardo Peters y Héctor Moya (editores)

Temas sobre conservación de vertebrados silvestres en México



Temas sobre conservación de vertebrados silvestres en México

Óscar Sánchez, Pablo Zamorano, Eduardo Peters
y Héctor Moya (editores)



Temas sobre conservación de vertebrados silvestres en México

ÓSCAR SÁNCHEZ, PABLO ZAMORANO,
EDUARDO PETERS Y HÉCTOR MOYA
(EDITORES)

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT)
Instituto Nacional de Ecología (INE)
U.S. Fish and Wildlife Service (USF&WS)
Unidos para la Conservación, A.C. (UPC)
Universidad Autónoma de Tamaulipas (UAT)
Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM)

Primera edición: 2011

D.R. © Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
Blvd. Adolfo Ruiz Cortines 4209. Col. Jardines en la Montaña
C.P. 14210. Delegación Tlalpan, México, D.F.
www.semarnat.gob.mx

Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT)
Periférico Sur 5000. Col. Insurgentes Cuicuilco
C.P. 04530. Delegación Coyoacán, México, D.F.
www.ine.gob.mx

DISEÑO DE LA PORTADA: Álvaro Figueroa
FOTO DE PORTADA: Claudio Contreras Koob

ISBN: 978-607-7908-48-7
Impreso y hecho en México • *Printed in Mexico*