



Manual de Técnicas para el estudio de la Fauna

Sonia Gallina Tessaro

Y

Carlos López González

Editores

2011



INSTITUTO DE ECOLOGÍA, A.C.
INECOL



MANUAL DE TÉCNICAS PARA EL ESTUDIO DE LA FAUNA

Editores

Dra. Sonia Gallina Tessaro, Instituto de Ecología A.C.
**Dr. Carlos A. López González, Universidad Autónoma de
Querétaro**

2011

Universidad Autónoma de Querétaro
Instituto de Ecología, A. C.

D. R. © Universidad Autónoma de Querétaro
Centro Universitario, Cerro de las Campanas s/n
Código Postal 76010, Querétaro, Qro., México
ISBN 978-607-7740-98-8

Todos los derechos reservados

Diseño de la portada: Rolando González Trápaga

Fotografías de la portada: Halcón-Fernando González García, Coyote-Alberto González Romero & Tortuga del desierto-Arturo Ruiz Villanueva.

Apoyo en la edición: Rolando González Trápaga, Norma Hernández Camacho & Christian Alejandro Delfín Alfonso

Las opiniones expresadas en el presente volumen son responsabilidad de los autores y no reflejan necesariamente las de la Universidad Autónoma de Querétaro ni del Instituto de Ecología, A. C.

Referencia sugerida: Gallina, S. & C. López-González (editor). 2011. Manual de técnicas para el estudio de la fauna. Volúmen I. Universidad Autónoma de Querétaro-Instituto de Ecología, A. C. Querétaro, México. 377 pp. (On line: <http://www.uaq.mx>)

Colaboradores de este Volumen

Gustavo Aguirre–León. Red de Interacciones Multitróficas. INECOL.

gustavo.aguirre@inecol.edu.mx

Christian Alejandro Delfín–Alfonso. Red Medio Ambiente y Sustentabilidad. INECOL,
Laboratorio de Zoología, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de
Querétaro. christian.alejandros@inecol.edu.mx; cada7305@gmail.com

Sonia Gallina Tessaro. Red de Biología y Conservación de Vertebrados. INECOL.

sonia.gallina@inecol.edu.mx

Alberto González Romero. Red de Biología y Conservación de Vertebrados. INECOL.

alberto.gonzalez@inecol.edu.mx

Fernando González–García. Red de Biología y Conservación de Vertebrados. INECOL.

fernando.gonzalez@inecol.edu.mx

Carmina Gutiérrez González. Naturalia Comité para la Conservación de Especies Silvestres

A.C. Carmina_liz@hotmail.com

Mircea Gabriel Hidalgo Mihart. División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad

Juárez Autónoma de Tabasco. mhidalgo@yahoo.com

Nalleli E. Lara Díaz. Laboratorio de Zoología, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad

Autónoma de Querétaro & Naturalia-Comité para la Conservación de Especies
Silvestres A.C.

Carlos Alberto López González. Laboratorio de Zoología, Facultad de Ciencias Naturales,

Universidad Autónoma de Querétaro. Cats4mex@aol.com

Salvador Mandujano. Red de Biología y Conservación de Vertebrados. INECOL.

salvador.mandujano@inecol.edu.mx

León David Olivera Gómez. División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez

Autónoma de Tabasco.

Juan Carlos Serio Silva. Red de Biología y Conservación de Vertebrados. INECOL.

juan.serio@inecol.edu.mx

Carolina Valdespino Quevedo. Red de Biología y Conservación de Vertebrados. INECOL.

carolina.valdespino@inecol.edu.mx

Apoyo técnico

Rolando Guillermo González Trápaga. Red de Biología y Conservación de Vertebrados.

INECOL.

Norma Hernández Camacho. Laboratorio de Zoología, Facultad de Ciencias Naturales,

Universidad Autónoma de Querétaro

AGRADECIMIENTOS

Este manual es el resultado de diversos cursos y talleres sobre el Manejo de Fauna Silvestre dirigidos a estudiantes de Posgrado del Instituto de Ecología, A. C. (NECOL), así como al personal de instancias gubernamentales como Secretaría de Desarrollo Regional (SEDERE) del Estado de Veracruz y el Instituto del Medio Ambiente (IMAE) del Estado de Aguascalientes a quienes agradecemos su interés y el apoyo recibido.

Por otro lado, queremos agradecer a la Universidad Autónoma de Querétaro que a través de la Facultad de Ciencias Naturales y al INECOL, se ha podido realizar esta edición y por todas las facilidades brindadas para la publicación del presente manual.

Facultad de Ciencias Naturales
Universidad Autónoma de Querétaro

CONTENIDO

CONCEPTOS GENERALES

Capítulo 1. Fauna silvestre de México: uso, manejo y legislación. **Alberto González Romero** 1

Capítulo 2. Conceptos generales de ecología poblacional en el manejo de fauna silvestre. **Salvador Mandujano Rodríguez** 37

TECNICAS DE ESTUDIO ESPECÍFICAS POR GRUPOS

Capítulo 3. Métodos de estimación, captura y contención de anfibios y reptiles. **Gustavo Aguirre León** 61

Capítulo 4. Métodos para contar aves terrestres. **Fernando González–García** 86

Capítulo 5. Métodos de estimación, captura y contención de mamíferos. **Alberto González Romero** 124

Capítulo 6. Carnívoros: inventarios y monitoreo. **Carlos A. López González, Carmina E. Gutiérrez González & Nalleli E. Lara Díaz** 133

OTRAS TECNICAS

Capítulo 7. Cinco métodos sencillos para estimar el tamaño de las poblaciones de fauna silvestre. **Alberto González Romero** 161

Capítulo 8. Radio telemetría de vida silvestre. **Mircea Gabriel Hidalgo Mihart & León David Olivera Gómez** 178

Capítulo 9. La translocación y reintroducción en el manejo y conservación de las especies. **Juan Carlos Serio Silva** 221

Capítulo 10. Técnicas para conocer la dieta. **Sonia Gallina Tessaro** 235

Capítulo 11. Cuantificación de hormonas para determinación de estrés fisiológico y estado reproductivo en vertebrados silvestres. **Carolina Valdespino Quevedo** 259

Capítulo 12. Características y evaluación del hábitat. **Sonia Gallina Tessaro** 281

Capítulo 13. El hábitat: definición, dimensiones y escalas de evaluación para la fauna silvestre. **Christian Alejandro Delfín Alfonso, Sonia A. Gallina Tessaro & Carlos A. López González** 317

Capítulo 14. Elaboración de un proyecto de manejo de fauna silvestre: un acercamiento a su diseño y evaluación. **Christian Alejandro Delfín–Alfonso** 351

Indice de Cuadros

Capítulo 3

Cuadro 1. Comparación de métodos empleados para estimar atributos poblacionales de anfibios y reptiles y la información que se obtiene con cada uno. El tiempo necesario para llevarlos a cabo en el campo, el costo y los requerimientos de personal se anotan de manera relativa entre métodos.

Capítulo 4

Cuadro 1. Resumen de métodos para realizar censos y que tan apropiados resultan para objetivos específicos.

Cuadro 2. Ejemplo de cálculos de varios índices derivados de recuentos en puntos de radio fijo de 25 m, con duración de 10 minutos cada uno. (Para propósitos ilustrativos los cálculos se basan en cinco recuentos en punto solamente, pero normalmente conllevarían 30 puntos independientes o más).

Capítulo 6

Cuadro 1. Ejemplo de matriz para historia de captura.

Cuadro 2. Número y posibles combinaciones de modelos a partir de 2 covariables.

Capítulo 7

Cuadro 1. Definiciones de los términos de abundancia relativa para vertebrados de acuerdo a como son utilizados por el Bureau Of Land Management–USDI (Call 1982).

Cuadro 2. Ejemplo del cálculo de la densidad relativa de roedores en dos campos agrícolas.

Capítulo 12

Cuadro 1. Hoja para recabar los datos de la línea de intercepción.

Cuadro 2. Resumen de los datos obtenidos del muestreo.

Cuadro 3. Formato para toma de datos en el campo (Cuadrantes Centrados en Puntos).

Cuadro 4. Resumen de los datos del muestreo de Cuadrantes Centrados en Puntos.

Cuadro 5. Hoja para la toma de datos de biomasa.

Capítulo 13

Cuadro 1. Clasificación de la escala de unidades biogeográficas según Huggett (1998) que pueden servir para evaluar el hábitat de la fauna.

Cuadro 2. Asignación del VIC y cálculo del IIA para cada atributo.

Capítulo 14

Cuadro 1. Contenido del estudio de pre-factibilidad de manejo para la conservación y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre

Cuadro 2. Puntos importantes a tratar en un proyecto de manejo de fauna silvestre.

Cuadro 3. Tipos de aprovechamiento más comunes que se pueden realizar dentro de las UMA.

Cuadro 4. Centros de rescate y rehabilitación de especies silvestres.

Cuadro 5. Unidades de evaluación y monitoreo de la biodiversidad.

Cuadro 6. Unidades de rescate de especies en riesgo.

Cuadro 7. Centros de Investigación de vida silvestre.

Cuadro 8. Criterios para la selección de indicadores.

Cuadro 9. Algunos indicadores de evaluación.

Cuadro 10. Comportamiento de los circuitos económicos existentes o potenciales.

Indice de Figuras

Capítulo 3

- Figura 1. Colecta nocturna de ranas y sapos (tomado de Casas-Andreu *et al.* 1991).
- Figura 2. Diseños experimentales para el conteo de anfibios y reptiles por encuentros visuales. A) Recorrido aleatorio B) y C) Variantes del diseño de cuadrante D) Transecto sencillo E) Transecto múltiple paralelo (tomado de Heyer *et al.* 2001).
- Figura 3. Lazo montado en una vara o caña de pescar y lagartija lazada por el cuello (tomado de Vanzolini y Nelson 1990).
- Figura 4. Algunos instrumentos y trampas para capturar anfibios y reptiles: redes, ganchos herpetológicos, lazos y nasas (tomado de Conant 1958).
- Figura 5. Manipulación de una serpiente para inmovilizarla (tomado de Ferri 1992).
- Figura 6. Embolsado de un serpiente para transportarla (tomado de Casas-Andreu *et al.* 1991).
- Figura 7. Trampa terrestre de cerco de desvío en combinación con trampas de fosos (bote) y de cilindro.
- Figura 8. Instalación de una barrera de desvío.
- Figura 9. Trampa de foso bajo la barrera de desvío y organismos capturados en la trampa.
- Figura 10. Posibles arreglos de cercas de desvío con trampas de foso y su ubicación alrededor de un cuerpo de agua.
- Figura 11. Posibles arreglos de cercas de desvío con trampas de foso y de embudo.
- Figura 12. Trampa tipo nasa con red de desvío. Tortuga capturada en una nasa.
- Figura 13. Trampa de foso flotante para tortugas dulceacuícolas.
- Figura 14. Ejemplo de un método de marcaje utilizado en tortugas (tomado de Cagle 1939).
- Figura 15. Ejemplo de codificación para el corte de falanges en anfibios y lagartijas (tomado de Donnelly *et al.* 1994).
- Figura 16. Sistema de marcaje para serpientes; A) Codificación del sistema de marcaje; B) Ejemplo de una serpiente marcada con el No. 718 (tomado de Ferner 1979).
- Figura 17. Medidas biométricas de ranas y sapos; (a) longitud hocico-cloaca, (b) longitud de la tibia, (c) ancho de la cabeza.
- Figura 18. Medidas biométricas de lagartijas y salamandras; (a) longitud hocico-cloaca, (b) longitud de la cola.
- Figura 19. Medidas biométricas de serpientes; (a) longitud hocico-cloaca, (b) longitud cola, (c) longitud total.
- Figura 20. Localización tóxica para inyectar serpientes y lagartijas (tomado de Vanzolini y Nelson 1990).
- Figura 21. Posiciones correctas para fijar (a) salamandras y lagartijas, (b) ranas y (c) serpientes.

Capítulo 4

- Figura 1. Un observador estacionario estudiando aves: a) un recuento en punto sin estimación de distancia; b) un recuento en punto de radio variable donde el observador estima la distancia entre él y todas las aves; c) un recuento en punto con radio fijo en que se cuentan las aves adentro y más allá de una distancia predeterminada (radio) del observador.
- Figura 2. Un observador que se mueve lentamente y toma nota a medida que recorre una línea de Transecto: a) el observador puede sencillamente registrar toda ave sin importar la distancia (transecto de línea sin estimación de distancia); b) registrar todas las aves y estimar su distancia perpendicular de la línea de transecto (transecto de línea de distancia variable); c) registrar toda ave observada dentro de una distancia determinada a ambos lados de la línea transversal (transecto de faja).
- Figura 3. Dibujo de mapa de campo para los territorios de la primavera.

Capítulo 5

- Figura 1. Arriba cepos suave “Victor” (esta trampa presenta un recubrimiento de neopreno para evitar el daño a los animales. Abajo trampa “Conibear” para sujetar del cuerpo, ésta es letal.
- Figura 2. Trampas de caja. Arriba trampa “Tomahawk” de una sola puerta. Abajo trampa “Havahart” para mamíferos pequeños.
- Figura 3. Trampa plegable “Sherman” para pequeños mamíferos. Esta es una de las trampas más utilizadas actualmente para investigación en el mundo.
- Figura 4. Red de niebla (Mist-net) desplegada en forma simple para la captura de murciélagos.
- Figura 5. Diferentes formas de colocar los lazos maternos.

Capítulo 6

- Figura 1. Ilustración utilizada como base en entrevistas, nótese la presencia de una especie ajena a México.
- Figura 2. Estación olfativa elaborada con arena y atrayente comprado al USDA.
- Figura 3. Transectos con estaciones olfativas separadas cada 300 m.
- Figura 4. Trampa cámara fijada a un árbol a una altura de 50 cm.
- Figura 5. Auto retrato de jaguar tomado por una trampa-cámara.
- Figura 6. Diseño de colocación con 10 estaciones, nótese que no existen huecos entre las áreas de las estaciones.
- Figura 7. Diseño utilizando 25 estaciones con un arreglo que puede ser utilizado por medio del programa DISTANCE.
- Figura 8. Historia de captura de oso negro (*Ursus americanus*) para la Sierra de San Luis, Sonora.
- Figura 9. Interfase del programa MARK, donde se selecciona la creación de un nuevo archivo.
- Figura 10. Interfase del programa MARK para calcular la abundancia de una población cerrada.
- Figura 11. Interfase del programa MARK para utilizar la herramienta CAPTURE con el modelo apropiado para estimar abundancia.
- Figura 12. Cuadrícula ejemplificando la división del área de estudio en unidades de muestreo correspondientes a la separación mínima entre trampas.
- Figura 13. Interfase del programa PRESENCE.
- Figura 14. Pantalla con los modelos generados a partir de cada combinación de modelos.
- Figura 15. Datos introducidos al programa desde una hoja de cálculo.
- Figura 16. Imagen representando los sitios de muestreo ya asociados a una probabilidad de ocupación.

Capítulo 8

- Figura 1.- Puma (*Puma concolor*) equipado con un radio transmisor. La radio telemetría ha permitido conocer aspectos sobre la biología básica de especies crípticas, los cuáles hubiera sido imposibles de obtener sin el uso de esta técnica (Fotografía M. Hidalgo).
- Figura 2.- Boya radio transmisora con GPS para manatí (*Trichechus manatus*). El sistema se programa para obtener localizaciones del animal en base al sistema de satélites GPS y almacena los datos dentro de una computadora interna. La boya debe ser recuperada para poder bajar los datos desde la computadora interna. Además del sistema GPS, la boya cuenta con un dispositivo convencional de radio telemetría VHF, el cuál permite la localización y posterior recuperación de la boya y de los datos contenidos en esta. La boya cuenta con 2 antenas, la más gruesa es para el sistema GPS y la delgada para el sistema VHF (Fotografía L. Olivera).
- Figura 3.- Fotografía de un radio collar para carnívoro mediano en el cuál se detallan los diferentes componentes del subsistema de transmisión (Fotografía M. Hidalgo).
- Figura 4.- Fotografía de dos radio collares para equipar a un mamífero chico (izquierda) y mediano (derecha). Ambos radio collares cuentan con las mismas características internas del radio transmisor, variando únicamente la fuente de poder. La diferencia se debe al peso máximo que un mamífero chico puede cargar en comparación con uno mediano. Las consecuencias de esta reducción en la fuente de poder son menor potencia en la emisión de la señal, así como menor duración de la pila del radio collar (Fotografía M. Hidalgo).

- Figura 5.- Radio transmisor de arnés con boya colocado a un manatí (*Trichechus manatus*). Este sistema de montaje se utiliza en ésta especie debido a que no cuenta con un cuello definido donde colocar un radio collar (Fotografía L. Olivera).
- Figura 6.- Radio collares en los que se observa antena de propagación de látigo. En estos collares en particular es posible observar que el material de montaje presenta diferentes colores. Esto es para que en caso de que los animales equipados sean observados sean fácilmente reconocibles de otros organismos también equipados. Los colores utilizados en los radio collares deben poseer características que no disminuyan el éxito reproductivo o la sobrevivencia de los organismos equipados ((Fotografía M. Hidalgo).
- Figura 7.- Fotografía en la que se detallan los diferentes componentes del subsistema de recepción (Fotografía M. Hidalgo).
- Figura 8.- Antena de recepción de dipolo o de látigo colocada en posición horizontal. La base de la antena tiene un poderoso imán que permite ser colocada en el techo de un vehiculo. Cada una de las divisiones blancas y negras de la regla de referencia corresponden a 10cm (Fotografía M. Hidalgo).
- Figura 9.- Fotografía de un subsistema de recepción en el cual se utiliza una antena de paleta (Fotografía M. Hidalgo).
- Figura 10.- Antena Yagui de tres elementos en la que se destacan sus diferentes partes. El elemento vivo es el sitio donde se concentra la señal para ser enviada al receptor a través del cable coaxial. En las antenas con un mayor número de elementos, todos los elementos adelante del elemento vivo se llaman directores, mientras que todos los que se encuentran atrás se llaman reflectores. Es importante que las antenas cuenten con un mango aislante para que la persona que sostiene la antena no produzca interferencia en la recepción de la señal y como consecuencia disminuya la ganancia de la antena (Fotografía M. Hidalgo).
- Figura 11.- Fotografías de subsistemas de recepción con antenas Yagui portátiles de dos elementos (izquierda) y tres elementos (derecha). La ganancia de las antenas Yagui se hace mayor conforme se incrementa el número de elementos. Así mismo, el patrón de recepción de la señal se vuelve mucho mas estrecho y preciso conforme se incrementa el número de elementos en la antena Yagui (Fotografía M. Hidalgo).
- Figura 12.- Sistema de Pico-Nulo montado en una estación fija. El sistema de pico nulo se conforma por dos antenas Yagui con exactamente las mismas características, montadas en forma paralela y conectadas entre si. El sistema pico nulo sirve para obtener de forma muy precisa la dirección en la que se encuentra un radio collar (Fotografía M. Hidalgo).
- Figura 13.- Receptores de radio telemetría analógicos con capacidad de recibir: (A) 12 frecuencias de radio collares, (B) 99 frecuencias y (C) cientos de frecuencias. Las frecuencias a las cuales los receptores de la figuras A y B pueden recibir señales son programadas directamente por el fabricante a petición de los clientes (Fotografía M. Hidalgo).
- Figura 14.- Fotografía de un receptor digital con capacidad de realizar escaneo de frecuencias previamente programadas por el usuario (Fotografía L. Pérez-Solano).
- Figura 15.- Colocación de un radio collar a un ocelote (*Leopardus pardalis*). Durante el proceso de colocación del radio transmisor, se debe evitar al máximo provocar estrés innecesario al animal. Así mismo, es importante que al colocar un radio transmisor, se verifique que el mismo no provoque efectos secundarios al animal de tal forma que pueda reducir sus comportamientos normales y en casos extremos su reproducción y sobrevivencia (Fotografía M. Hidalgo).
- Figura 16.- Procedimiento estándar para obtener la dirección de un radio transmisor utilizando una antena Yagui. A. – Una vez que se escucha la señal del radio transmisor, se busca cual es el punto donde se tiene la mayor ganancia. Una vez hecho esto, se reduce la ganancia y el volumen del receptor al mínimo, y se comienza a mover la antena hasta que se deje de escuchar la señal emitida por el radio transmisor. Con un brazo se marca la dirección donde se deja de escuchar la señal. B. – Se mueve la antena hacia el lado contrario con el objetivo de buscar la dirección donde se deja de escuchar la señal emitida por el radio transmisor en ese lado del área de recepción de la antena. Se marca esta nueva dirección con el otro brazo. C. – Se cierran ambos brazos a la misma velocidad con el objetivo d marcar con la antena la dirección mas probable en la que se encuentra el radio transmisor.

- Figura 17.- Obtención de la posición de un animal radio marcado con un sistema de triangulación con dos observadores. Con la distancia A, los ángulos a y b, y con la posición de los observadores se calcula la posición del animal. Como la estimación de la dirección en realidad es un arco, en la figura representado por las dos líneas grises, la posición estimada se encuentra dentro del área de un polígono delimitado por la intersección de los arcos trazados por los observadores (área sombreada).
- Figura 18.- Aeroplano de ala alta en el cual se han colocado antenas Yagui de dos elementos sujetas al soporte del ala. Se debe colocar una antena de las mismas características a cada lado del aeroplano. Las antenas deberán ser conectadas a un módulo en el que alternativamente se puedan escuchar la señal recibida por la antena izquierda, la derecha o ambas al mismo tiempo (Fotografía N. Lara).
- Figura 19.- Cuando se realiza radio telemetría desde aeroplanos, una vez que se localiza la dirección de la señal, es necesario que realizar círculos concéntricos cada vez mas cerrados hasta determinar el punto más probable donde se localiza el animal (Fotografía N. Lara).
- Figura 20.- Dardo tranquilizante equipado con radio transmisor. El radio transmisor permite que el animal al que fue disparado el dardo pueda ser rápidamente localizado (Fotografía L. Pérez-Solano).

Capítulo 10

- Figura 1. Imagen del marco con agujas o "point-frame" (Tomado de Coulloudon *et al.* 1999)
- Figura 2. Dibujos de fragmentos de plantas bajo el microscopio de contraste de fases (Tomado de Johnson *et al.* 1983). IA: *Coreopsis*; IB: *Eupatorium*; IC: *Rubus*; ID: *Pteridium*; IIA: *Pinus*; IIB: *Quercus*; IIC: *Aristida*; IID: *Panicum*; IIIA: *Panicum*; IIIB: *Sporobolus*; IIIC: *Solidago*; IIID: *Gelsemium*; IVA: *Panicum*; IVB: *Coreopsis*; IVC: *Solidago*; IVD: *Callicarpa*; VA: *Andropogon*; VB: *Aristida*; VC: *Axonopus*; VD: *Panicum*.

Capítulo 11

- Figura 1. Toma de muestra de sangre del seno postcranial de un cocodrilo (Foto de Mauricio González-Jáuregui).
- Figura 2. Ciclo reproductor del zorro fennec (*Vulpes zerda*) definido a través medición de estradiol y progesterona fecales. Se pueden observar las fluctuaciones a través del tiempo. Las flechas indican la fecha en que se observó el estro a través del registro del comportamiento (Tomado de Valdespino *et al.* 2002).
- Figura 3. Concentraciones de cortisol fecal correspondientes a estrés crónico en monos aulladores (*Alouatta pigra*), en dos tipos de bosques (conservados y transformados). En este estudio se puede asegurar que los valores corresponden a estrés crónico porque se cuantificó el comportamiento de los animales un día antes de la recolección de excretas (Tomado de Martínez-Mota *et al.* 2007).
- Figura 4: Curvas estándar provenientes de análisis de estradiol (E₂) fecal en zorros fennec utilizando el Kit Ultra-Sensitive Estradiol DSL-4800 kit (Diagnostic Systems Laboratories, Webster, Texas). A. Curva con coeficiente de correlación igual a 0.9033 B. Curva con coeficiente de correlación igual a 0.9973.

Capítulo 12

- Figura 1. Línea de intercepción o de Canfield y como se toman los valores de las distancias en el campo.
- Figura 2. Mediciones que se deben realizar de los individuos (árboles o arbustos) más cercanos con el método de Cuadrantes Centrados en Puntos.

Capítulo 13

- Figura 1. Modelos conceptuales de hábitat de tres vertebrados que muestran la especificidad o afinidad paisajística a determinadas características: a) oso negro americano (*Ursus americanus*) en los bosques templados de la Sierra Madre Occidental en Sonora, b) La tortuga del Bolsón (*Gopherus flavomarginatus*) endémica del Desierto Chihuahuense en la RB Mapimí (Durango y Chihuahua) y

c) venado cola blanca texano (*Odocoileus virginianus texanus*) en Nuevo León en el Noreste de México [fotografías (a) Nalleli Lara Díaz, (b) Carlos López González, (c) Sonia Gallina].

Figura 2. Un ejemplo de escalas geográficas propuestas por Poiani y Richter (1999) para TNC que pueden servir para seleccionar la escala adecuada de evaluación del hábitat dependiendo del objeto de estudio.

Figura 3. Muestra de algunos HSI publicados por el Servicio de Pesca y Vida silvestre de los Estados Unidos.

Figura 4. Modelo conceptual generalizado de evaluación de hábitat para una especie (Tomado y modificado de Delfín-Alfonso *et al.* 2009).

Figura 5. Modelo de la Huella Humana que se puede utilizar como fuente de presión para medir el grado de conservación del paisaje (el ejemplo ilustra la densidad poblacional de la zona centro de Veracruz, México).

Figura 6. Ejemplo de la sobreposición de capas para evaluar el hábitat de la fauna silvestre.

Figura 7. Herramienta de Map Calculator en Arc View 3.2 que se utiliza para calcular la Ecuación 1.

Figura 8. Modelo del HSI calculado, donde se muestran las áreas seleccionadas según su amplitud y calidad como potenciales áreas de manejo para la especie (líneas rojas) y los sitios de muestreo.

Capítulo 14

Figura 1. Conjugación de los tres principales sectores involucrados en el manejo para la conservación y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre.

Figura 2. Diagrama de flujo para la elaboración de proyectos de manejo de vida silvestre (modificado de Sánchez y Vázquez-Domínguez 1999).

Figura 3. Planes de manejo tipo para algunas especies, principalmente cinegéticas y especies prioritarias o de uso comercial.

Figura 4. Incremento en número de UMA's registrada y su superficie acumulada (Fuente: SEMARNAT 2011).

Capítulo 1

FAUNA SILVESTRE DE MEXICO: USO, MANEJO Y LEGISLACION

Alberto González Romero

INTRODUCCION

La fauna, recurso natural renovable es patrimonio de la humanidad, que hemos heredado de nuestros antepasados, quienes pensaban en ella como un recurso inagotable, pero, nosotros en la actualidad sabemos que no es así, a menos que la conservemos para entregarla a las generaciones futuras como un patrimonio al que tienen el más legítimo derecho de usufructuar en forma ordenada y bien administrada, para que siga siendo al igual que los bosques, una fuente inagotable de riqueza.

Quiero hacer destacar el valor económico que tienen nuestros recursos faunísticos, y tratar de abordar una materia que se ha considerado tradicionalmente en nuestro país, con un valor marginal y de escasa importancia. Uno de los aspectos al que trataremos de dar un enfoque particular es el del valor cinegético de la fauna, de las consecuencias que ésta ha acarreado y de los beneficios que puede traer con una planeación correcta. Al darle esta importancia estamos afirmando que la caza es la madre de toda cultura; ya que en los albores de la humanidad, vemos que el hombre deja de ser animal cuando es capaz, a través de su inteligencia, de dominar a la naturaleza, con la acción de estirar un brazo y lanzar una piedra para dar muerte a un animal; posteriormente se vuelve agricultor, y la caza la deja como un asunto meramente recreativo, es entonces donde comienza a sentirse el valor de la fauna silvestre ya que pasa de ser una necesidad a ser motivo de diversión.

González (1967), dice: "*que el grado de cultura y desarrollo de una nación, se puede medir en términos de la protección que el hombre ofrece a la flora y a la fauna*",... y bajo este criterio, México se ha destacado mucho pero solamente en el papel.

México debido a su situación geográfica, representa un ecotono entre dos grandes regiones biogeográficas, la neártica y la neotropical, y cuenta por esa condición con una riqueza de flora y fauna muy basta, contándose entre los países de mayor biodiversidad. En México contamos con alrededor de 449 especies de mamíferos (Hall 1981, McNeely *et al.* 1990), 1,424 especies de aves (Eisenmann 1955), unas 282 especies de anfibios y alrededor de 717 especies de reptiles (McNeely *et al.* 1990, Smith y Taylor 1966).

Como vemos la fauna de nuestro país tiene un potencial económico y estético enorme siempre y cuando sepamos manejarla de una forma congruente, que no solo garantice su conservación y mejore su condición, sino que sea en forma sostenible.

QUE SE CONSIDERA FAUNA SILVESTRE Y MANEJO DE FAUNA

Debemos entender por fauna silvestre en el sentido más amplio de la palabra a todas aquellos animales que viven en libertad sin recibir ninguna ayuda directa del hombre para obtener sus satisfactores (alimento, abrigo, pareja etc.). Desde este punto de vista quedarían incluidos todos los organismos, desde los invertebrados más pequeños hasta los vertebrados más grandes. En forma práctica sería imposible manejar a este infinito de seres, así que por distintos acuerdos y con base en su utilidad y popularidad la definición de fauna silvestre queda reducida de manera que incluya a las especies explotadas.

Entre las definiciones de fauna silvestre, tenemos una de las primeras que aparece en la Ley Federal de Caza publicada el 5 de enero de 1952 (SAG 1952) y que dice: "La fauna silvestre está constituida por los animales que viven libremente y fuera

del control del hombre", En esta definición se están considerando aquellos animales domésticos que por abandono se tornan salvajes.

Posteriormente la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, publicada el día 28 de enero de 1988 (SEMARNAT 1988), define a la fauna silvestre como sigue: "Las especies animales terrestres, que subsisten sujetas a los procesos de selección natural, cuyas poblaciones habitan temporal o permanentemente en el territorio nacional y que se desarrollan libremente, incluyendo sus poblaciones menores que se encuentren bajo control del hombre, así como los animales domésticos que por abandono se tornen salvajes y por ello sean susceptible de captura y apropiación".

Recientemente el 3 de julio de 2000, se publica la Ley General de Vida silvestre (SEMARNAT 2000) en donde ya no se define el término Fauna Silvestre, en su lugar se da la definición de Vida Silvestre como: "Los organismos que subsisten sujetos a los procesos de evolución natural y que se desarrollan libremente en su hábitat, incluye sus poblaciones menores e individuos que se encuentran bajo el control del hombre, así como los ferales".

El manejo de la fauna silvestre se puede definir como "La ciencia y el arte de tomar decisiones y emprender acciones para manipular la estructura, dinámica y relaciones de las poblaciones, hábitats y personas, para alcanzar objetivos humanos específicos por medio de los recursos faunísticos", y esta integrado por los siguientes elementos:

1. Estudio y manejo de las especies,
2. Estudio y manejo del hábitat,
3. Legislación (leyes, normas, reglamentos, etc.),
4. Divulgación a todos los niveles, y
5. Entrenamiento del personal.

Si definimos brevemente al manejo de la fauna silvestre como “el manejo de las poblaciones animales”, tenemos que la gestión de la fauna solamente puede ser manipulativa o protectora, por lo que las poblaciones de la fauna silvestre se pueden manejar únicamente de cualquiera de las cuatro formas siguientes (metas del manejo):

1. Hacerla aumentar,
2. Hacerla disminuir,
3. Cosecharla en forma sostenible, y
4. Dejarla en paz, pero mantenerla vigilada (monitoreo).

Estas cuatro formas son las únicas opciones disponibles para el manejador y tres decisiones deben de tomarse: (1) cuál es la meta deseada, (2) cual de las opciones de manejo es la más apropiada, y (3) por cuál acción es mejor alcanzada la opción de manejo. La primera decisión requiere de un juicio de valores, las otras dos requieren de una opinión técnica.

Existen muchos principios que están rigiendo la actividad de gestión y conservación de la fauna silvestre, que tienen que ver con conceptos biológicos, ecológicos y socioeconómicos. En el Anexo 1 del presente Capítulo, se listan 81 de estos principios que se consideran básicos para el manejo de la Fauna Silvestre (Bailey 1984).

IMPORTANCIA DE LA FAUNA

Como, se mencionó anteriormente, por muchas décadas se consideró a la fauna como un recurso natural inagotable, el cual era explotado de una forma irracional al grado que llegaron a extinguirse especies, y muchas se encuentran actualmente en peligro de extinción. Debido a la intensa persecución que el hombre les ha dado con fines diversos, para comida, como fuente de comercio y básicamente por la destrucción de sus hábitats. Sin embargo, el criterio de recurso natural inagotable ha cambiado y

afortunadamente en la actualidad sabemos que la fauna debe de ser explotada en forma racional y se le está dando la importancia debida, al menos reconocemos en nuestros días que los animales silvestres tienen valor desde muchos puntos de vista como el estético, económico, comercial y cinegético entre otros.

Valor Estético. Este valor es un tanto subjetivo, ya que resulta difícil valorar el sentimiento que experimentan las diferentes personas al observar a los animales en libertad. En este caso la fauna se toma como parte del paisaje y muchas veces representan la vida del lugar. Este tipo de valor intangible puede canalizarse y debe de hacerse, hacia la obtención de bienes materiales para beneficio de las comunidades rurales y de la naturaleza, mediante el buen manejo de las áreas naturales principalmente los parques nacionales y reservas similares.

Valor Económico. En este renglón nos referimos a los animales que de una u otra forma afectan a la economía del país por la acción que tienen sobre los bosques, agricultura y ganadería. Nos referimos entonces a las especies de "fauna nociva", como lo pueden ser algunas aves y roedores, que se tornan plagas y que le cuestan a la nación muchos miles de millones de pesos al año por pérdidas en las cosechas, y daños causados a la ganadería por la transmisión de enfermedades y el consumo directo de huevos, crías y alimentos balanceados. Dentro de esta categoría en ocasiones se consideran a los depredadores como lobos, coyotes, águilas y pumas, ya que en algunas regiones de México bajo ciertas condiciones atacan al ganado ocasionando grandes pérdidas económicas.

Valor Comercial. Aquí nos enfocaremos principalmente a aquellas especies que son objeto de un comercio sistemático, en la mayoría de los casos ilegal. Dentro de esta categoría mencionaremos a los cocodrilos y lagartos, tortugas marinas y dulceacuícolas entre los reptiles, a las aves canoras y de ornato como guacamayas, pericos, tucanes, cardenales, cenizotes etc. y por último dentro de los mamíferos principalmente por su

piel están las nutrias y los felinos manchados. El comercio de la fauna silvestre debe ser una fuente de ingresos para el hombre, pero requiere de un conocimiento muy amplio de las poblaciones involucradas y planes de manejo basados en el conocimiento de las mismas.

Valor Cinegético. En México este aspecto es quizá el que más se ha manejado de los cuatro, ya que desde hace tiempo se viene ejerciendo hasta cierto grado un control de la cacería, posiblemente este renglón sea una de las formas de explotar a la fauna silvestre con mayores beneficios, tanto para los animales como para los cazadores y campesinos, ya que en términos de economía y bienestar para el campo debe de verse a la cacería deportiva como muy remunerativa y debe de ser apoyada para que se extienda.

Donde quiera que los cazadores se congreguen, gastan dinero y los campesinos se benefician, ya que pagan cuotas por techo, guías, renta de caballos, lanchas, servicios y equipo. Por ejemplo, consideremos las orillas de Lerma, con grandes concentraciones de patos. Si se organiza un club y las aves se guardan para los cazadores de las Ciudades de México y Toluca, las rancherías en una temporada ganan ingresos de miles de pesos; si las aves son cazadas por los campesinos para alimento, o para vender, la ganancia es mínima. En otras palabras, los campesinos que ofrecen "sus animales" a los cazadores estarán siempre mucho mejor económicamente que los que los consumen o destruyen.

DISTRIBUCION DE LA FAUNA EN RELACION A LOS PRINCIPALES TIPOS DE VEGETACION EN MEXICO

Resultaría difícil el describir a la fauna de México tan rica en relación a la más rica vegetación. Varios autores han dividido a la República Mexicana de acuerdo a diferentes criterios como son: los ecológicos, zoogeográficos, florísticos y comerciales, etc. Para dar un ejemplo de lo anterior podemos citar la clasificación florística de Flores *et al.* (1991), en la cual mencionan 25 tipos diferentes de vegetación; Leopold (1950), en su trabajo ecológico menciona 12 tipos; Stuart (1964) explica que para fines faunísticos debe uno referirse a provincias bióticas más que a tipos de vegetación y en su trabajo sobre la fauna de Mesoamérica, él divide al país en 17 provincias. Como se puede ver la correlación fauna–vegetación no resulta fácil de hacer, por lo que para fines de este seminario que trata de ser lo más práctico posible, nos conformaremos con una clasificación general utilizada por los forestales (De La Puente, *comunicación personal*) y la cual es como sigue: desiertos, bosques aciculares–latifoliados y bosques tropicales. Dicha clasificación utilizada con fines de explotación forestal es ideal, porque los que buscamos es una explotación racional de la fauna.

A continuación mencionaremos las especies de vertebrados de mayor importancia dentro de cada una de estas divisiones de la cubierta vegetal del país.

Especies características de las zonas aridas

Borrego cimarrón.....	<i>Ovis canadensis</i>
Berrendo.....	<i>Antilocapra americana</i>
Venado bura.....	<i>Odocoileus hemionus</i>
Jabalí de collar.....	<i>Pecari tajacu</i>
Gato montés.....	<i>Lynx rufus</i>
Tlalcoyote.....	<i>Taxidea taxus</i>
Coyote.....	<i>Canis latrans</i>
Liebre cola negra.....	<i>Lepus californicus</i>
Codorniz de California.....	<i>Callipepla californica</i>
Codorniz escamosa.....	<i>Callipepla squamata</i>
Paloma de alas blancas.....	<i>Zenaida asiatica</i>
Huilota.....	<i>Zenaida Macroura</i>

Especies características del bosque acicular – latifoliado

Venado cola blanca	<i>Odocoileus virginianus</i>
Oso negro	<i>Ursus americanus</i>
Puma o león	<i>Puma concolor</i>
Lobo	<i>Canis lupus</i>
Zorra gris	<i>Urocyon cinereoargenteus</i>
Mapache	<i>Procyon lotor</i>
Conejo castellano	<i>Sylvilagus floridanus</i>
Ardilla arboricola	<i>Sciurus aureogaster</i>
Codorniz común	<i>Colinus virginianus</i>
Gallina de monte	<i>Dendrotyx macroura</i>
Guajolote silvestre	<i>Meleagris gallopavo</i>
Paloma de collar	<i>Columba fasciata</i>

Especies características de los bosques tropicales

Jaguar o tigre	<i>Panthera onca</i>
Ocelote o tigrillo	<i>Leopardus pardalis</i>
Tapir o anteburro	<i>Tapirus bairdi</i>
Venado temazate	<i>Mazama temama</i>
Jabalí de labios blancos	<i>Tayassu pecari</i>
Tepezcuintle	<i>Agouti paca</i>
Cereque	<i>Dasyprocta punctata</i>
Tejón o pizote	<i>Nasua narica</i>
Pavo ocelado	<i>Meleagris ocellata</i>
Chachalaca	<i>Ortalis poliocephala</i>
Hocofaisán	<i>Crax rubra</i>
Pava de monte	<i>Penelope purpurascens</i>
Paloma morada	<i>Columba flavirostris</i>
Bolonchaco o codorniz pinta	<i>Odontophorus guttatus</i>

Las especies arriba mencionadas, son las más importantes desde un punto de vista cinegético y son representativas de cada tipo de vegetación empleado.

LA FAUNA SILVESTRE EN RELACION AL USO DE LA TIERRA

De forma segura se generaliza, que las poblaciones de vertebrados incluyendo al hombre, pueden existir en altas concentraciones y de manera saludable y armónica, únicamente en suelos ricos y bien irrigados (Leopold 1972). La erosión del suelo y la degradación del mismo, inevitablemente reducen la capacidad de la tierra para el mantenimiento del ganado, las personas también pierden los recursos hidráulicos (agua). Por lo tanto, el uso del suelo que nos lleva a la desecación del mismo y a la reducción de su fertilidad es una forma de "carrera suicida" para la población humana, y la fauna silvestre es exterminada en el proceso.

Cuando la conservación del suelo y del agua se contempla desde un punto de vista de la economía de la nacional, la necesidad de adaptar un programa adecuado de manejo de los recursos es obvia. La fauna silvestre que es un producto secundario de la tierra se beneficiará en la misma medida. Por el bienestar permanente del país, las montañas deben de conservarse cubiertas por bosques para proporcionar un suplemento inagotable de agua para riego, energía y consumo humano, así como proporcionar madera y leña. Los pastizales deben de mantenerse cubiertos para evitar la erosión y mantener saludable al ganado. Únicamente las tierras relativamente planas deben de utilizarse para la agricultura, pudiéndose explotar en forma intensiva y productiva. Este esquema de uso de la tierra resultaría inevitablemente en la posesión de poblaciones silvestres de animales sanos y abundantes.

La expresión "el buen uso de la tierra es buena administración de la fauna" (Leopold 1972), se aplica tanto a México como a todos los países del mundo. Hasta que un programa de conservación de este tipo se adopte en las diferentes regiones de México, todas las medidas y esfuerzos de manejar a la fauna seguirán siendo temporales e infructuosos. En algunas zonas y con algunas especies el control de la cacería es prioritario. Los refugios y reservas para la fauna son de carácter efímero cuando el suelo, el agua y la cubierta vegetal, se extinguen o se contaminan, ya que ninguna forma de protección producirá fauna silvestre en donde el medio ambiente ha sido destruido (Leopold 1972).

FAUNA DE IMPORTANCIA CINEGETICA EN MEXICO

Desde el punto de vista del hombre matando animales (cazando) podemos decir que en México prácticamente se mata todo lo que se mueve, desde peces y reptiles hasta los grandes mamíferos. Como versa el dicho "todo lo que corre o vuela, a la cazuela". Normalmente se le adjudica esta acción al campesino, sin embargo, resulta vergonzoso pero debemos de admitir que el renombrado "cazador deportivo" hace lo mismo. En México la mayoría de los campesinos, ganaderos, cazadores, e incluso los visitantes de

las ciudades al campo no respetan ninguna manifestación de vida a su alrededor y ya sea con un palo, piedra, resortera o el arma más sofisticada, el hombre persigue insaciablemente a la fauna silvestre.

La fauna en ocasiones se caza para alimento o por deporte, sin embargo, la mayoría de los animales mueren por falsas creencias de que son plagas, peligrosos para el hombre o los animales domésticos, porque tienen propiedades mágicas o curativas, o por ganar unos pesos en el mercado de pieles y mascotas. Lo anterior no significa que todas las especies sean de importancia cinegética, ni que la cacería deportiva sea mala, por el contrario, es necesario educar al cazador y al público en general sobre la verdadera actividad cinegética para crear un sistema de cazadores responsables.

Leopold (1959) en su libro "Fauna silvestre de México", considera conjuntamente a las especies de valor comercial, alimentario y recreativo, incluyendo en su obra a cuatro especies del Orden Tinamiformes (perdices o tinamúes), 29 especies del Orden Anseriformes (cisnes, gansos y patos), 24 del Orden Galliformes (codornices y guajolotes silvestres), 2 del Orden Gruiformes (grullas y gallaretas), y 11 especies del Orden Columbiformes (palomas) dando un total de 70 especies de aves.

Dentro de los mamíferos, Leopold (1959) menciona a una especie del Orden Didelphimorphia (tlacuaches), dos del Orden Primates (monos), dos del Orden Xenarthra (Osos hormigueros y armadillos), ocho especies del Orden Lagomorpha (liebres y conejos), 24 del Orden Rodentia (ardillas, motos, cereques, tepezcuintles), 32 del Orden Carnívora (cánidos, gatos, comadrejas, tejones, mapaches, etc.), una especie del Orden Perissodactyla (tapires), y por último nueve especies del Orden Artiodactyla (venados, borregos y jabalíes). En total son 79 especies de mamíferos que junto con las aves nos dan un total de 149 especies susceptibles de ser explotadas con fines cinegéticos y/o comerciales.

En la actualidad varias de estas especies se consideran vulnerables o en peligro de extinción y están protegidas por las leyes nacionales e internacionales. Por lo anterior, y para tener una imagen más real del número de las especies que se pueden explotar actualmente enlistaremos las que son buscadas más por los cazadores mexicanos y extranjeros (* especies exóticas o introducidas).

Patos, cercetas y gansos

Pato pijiji	<i>Dendrocygna autumnalis</i>
Pato pichihuila	<i>Dendrocygna bicolor</i>
Pato golondrino	<i>Anas acuta</i>
Pato chalcuán	<i>Anas americana</i>
Pato cuaresmeño o bocón	<i>Anas clypeata</i>
Cerceta de alas verdes	<i>Anas crecca</i>
Cerceta café	<i>Anas cyanoptera</i>
Pato triguero	<i>Anas diazi</i>
Cerceta alas azules	<i>Anas discors</i>
Pato texano	<i>Anas fulvigula</i>
Pato de collar	<i>Anas platyrhynchos</i>
Pato pinto	<i>Anas strepera</i>
Gallareta	<i>Fulica americana</i>
Ganso frente blanca	<i>Anser albifrons</i>
Ganso nevado	<i>Anser caerulescens</i>
Ganso de Ross	<i>Anser rossii</i>
Branta negra o del Pacífico	<i>Branta bernicla</i>
Ganso canadiense	<i>Branta canadensis</i>
Mergo americano	<i>Mergus merganser</i>
Mergo copetón	<i>Mergus serrator</i>
Mergo caperuza	<i>Mergus cucullatus</i>
Negreta alas blancas	<i>Melanitta fusca</i>
Negreta de marejada	<i>Melanitta perspicillata</i>
Pato boludo grande	<i>Aythya marila</i>
Pato boludo chico	<i>Aythya affinis</i>
Pato boludo prieto	<i>Aythya collaris</i>
Pato de cabeza roja	<i>Aythya americana</i>
Pato coacoxtle	<i>Aythya valisineria</i>
Pato chillón	<i>Bucephala clangula</i>
Pato chillón jorobado	<i>Bucephala albeola</i>
Pato de charreteras	<i>Aix sponsa</i>
Pato tepalcate	<i>Oxyura jamaicensis</i>
Grulla gris	<i>Grus canadensis</i>

Palomas

Paloma de collar	<i>Columba fasciata</i>
Paloma morada	<i>Columba flavirostris</i>
Paloma de montaña	<i>Geotrygon montana</i>
Paloma arroyera	<i>Leptotila verreauxi</i>

Paloma de alas blancas	<i>Zenaida asiatica</i>
Huilota.....	<i>Zenaida macroura</i>

Otras aves

Ganga.....	<i>Bartramia longicauda</i>
Agachona.....	<i>Gallinago gallinago</i>
Perdiz o tinamú.....	<i>Crypturellus boucardi</i>

Perdiz o tinamú.....	<i>Crypturellus cinnamomeus</i>
Perdiz o tinamú	<i>Crypturellus soui</i>

Faisán de collar* ***Phasianus colchicus***

Perdiz Chucar*.....***Alectoris chucar***

Guajolote silvestre	<i>Meleagris gallopavo</i>
Pavo ocelado.....	<i>Meleagris ocellata</i>
Codorniz de California.....	<i>Callipepla californica</i>
Codorniz de Douglas.....	<i>Callipepla douglasii</i>
Codorniz de Gambel.....	<i>Callipepla gambelii</i>
Codorniz de montaña	<i>Callipepla picta</i>
Codorniz escamosa.....	<i>Callipepla squamata</i>
Codorniz de Yucatan	<i>Colinus nigrogularis</i>
Codorniz común o enmascarada	<i>Colinus virginianus</i>
Codorniz Moctezuma o pinta.....	<i>Cyrtonyx montezumae</i>
Codorniz listada.....	<i>Philortyx fasciatus</i>
Chachalaca.....	<i>Ortalis poliocephala</i>
Chachalaca.....	<i>Ortalis leucogaster</i>
Chachalaca.....	<i>Ortalis vetula</i>

Mamíferos grandes

Jabalí de collar	<i>Pecari tajacu</i>
Jabalí de labios blancos	<i>Tayassu pecari</i>

Jabalí europeo*.....***Sus scrofa***

Gato montés o lince.....*Lynx rufus*

Puma o león

Venado bura

Venado bura de Sonora

Venado cola blanca

Venado cola blanca texano

Venado coues.....

Venado temazate rojo

Venado temazate café.....

Ciervo rojo*.....***Cervus elaphus***

Chital*.....***Axis axis***

Gamo*.....***Dama dama***

Borrego cimarrón.....

Borrego aoudad o berberisco*..... ***Ammotragus lervia***

Mamíferos medianos

Armadillo.....

Tlacuache o Zorro

Tlacuache cadeno

Agutí o guaqueque	<i>Dasyprocta punctata</i>
Agutí o guaqueque	<i>Dasyprocta mexicana</i>
Ardilla de Collie.....	<i>Sciurus colliaei</i>
Ardilla nayarita.....	<i>Sciurus nayaritensis</i>
Ardilla gris	<i>Sciurus aureogaster</i>
Ardilla de Harris	<i>Ammospermophilus harrisii</i>
Ardilla de cola anillada.....	<i>Notocitellus annulatus</i>
Ardilla de las rocas	<i>Otospermophilus variegatus</i>
Conejo de Audubon.....	<i>Sylvilagus audubonii</i>
Conejo tropical.....	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>
Conejo del este.....	<i>Sylvilagus floridanus</i>
Conejo mexicano.....	<i>Sylvilagus cunicularius</i>
Liebre de cola negra.....	<i>Lepus californicus</i>
Liebre torda	<i>Lepus callotis</i>
Liebre antílope.....	<i>Lepus alleni</i>
Coyote	<i>Canis latrans</i>
Zorra gris	<i>Urocyon cinereoargenteus</i>
Mapache	<i>Procyon lotor</i>
Tejón o pizote	<i>Nasua Narica</i>
Tepezcuintle	<i>Agouti paca</i>

La fauna cinegética autorizada por la SEMARNAT, se reduce en gran parte, ya que únicamente se consideran animales corrientes de caza a 108 especies. En contraste con la lista presentada por Leopold (1959) y las consideradas anteriormente en los calendarios cinegéticos de la SARH. Algunas especies como los lobos, osos hormigueros, zorrillos e iguanas, son substituidos por más especies de palomas y ardillas.

A pesar de la lista anterior, los cazadores buscan con más intensidad a algunas de estas especies dentro de los patos, codornices, palomas, guajolotes, conejos y venados a continuación hablaremos con más detalle sobre estos grupos.

PATOS, GANSOS Y CISNES (FAMILIA ANATIDAE)

Las aves de esta familia constituyen el grupo más importante de las aves cazadas en México. Muchos cazadores en el país emplean por lo menos parte de su tiempo de cacería a la persecución de los patos y gansos. En ciertas localidades las personas matan los patos, tanto como deporte como para comida, y en tiempos pasados existió una fuerte actividad comercial con estas aves. Ninguna de las otras familias de aves

cinagéticas alcanza el valor de los patos como actividad recreativa y económica.

La mayoría de estas aves se reproducen en Canadá, Alaska y el Norte de los Estados Unidos y pasan el invierno en el Sur de los Estados Unidos y en México. Existen tres Rutas de Migración por las cuales los patos llegan a México: la Ruta del Pacífico sigue el litoral de Baja California y Sonora hasta Chiapas y más abajo; la Ruta del Centro es utilizada por patos y algunos gansos que vuelan entre las Sierras Madre Oriental y Occidental hasta el centro del país; la Ruta del Golfo de México es utilizada por pocas aves de caza; en ocasiones solamente las cercetas que vuelan hasta la Península de Yucatán.

Entre los patos, se encuentran cuatro especies residentes que todo el año están en el país: el pato serrano o silbón conocido también como pijiji (*Dendrocygna bicolor*) que se encuentra en las planicies costeras de ambos litorales y que penetra a las tierras altas del Sureste. La pichihuila o pichichi (*Dendrocygna autumnalis*) se distribuye en las costas tropicales de México desde el Sur de Sonora y Norte de Tamaulipas hasta Centro América. El pato real o perulero (*Cairina moschata*) que se le encuentra en las planicies costeras desde el Centro de Sinaloa y Nuevo León hasta Yucatán por ambas costas, encontrándose en mayor número en el Golfo de México y el Istmo de Tehuantepec. Por último tenemos entre los patos residentes al pato mexicano o triguero (*Anas diazi*), cuya distribución en México corresponde a toda la parte Centro y Norte del país encontrándosele en todos los lagos, lagunas y presas entre la Sierra Madre Oriental y la Occidental.

A pesar de que llegan muchas especies de patos migratorios a México, son cuatro las especies de mayor importancia por que llegan en grandes números y a la mayoría del país estos son: El pato común o de collar (*Anas platyrhynchos*), la cerceta colorada (*Anas cyanoptera*), la cerceta de alas azules (*Anas discors*) y los patos golondrinos (*Anas acuta*).

CODORNICES (FAMILIA PHASIANIDAE)

Las codornices como grupo, siguen en importancia desde el punto de vista de la cacería de aves en México, son abundantes en algunas regiones del país y prácticamente de distribución general en México.

Cualquier estado de la República cuenta con una o más especies de codornices nativas, tenemos aves adaptadas a la vida en las montañas más altas, a las selvas tropicales, a los desiertos y en todos los bosques templados. De las 15 especies presentes en México, cuatro son las de mayor importancia. La gallina de monte (*Dendrortyx macroura*) se encuentra principalmente en los bosques de pino–encino a grandes alturas en el Eje Volcánico Transversal; también son comunes en los bosques nublados en donde son residentes. La codorniz escamosa o zollín (*Callipepla squamata*) ampliamente distribuida en las zonas áridas del centro y norte del país, donde existe una asociación vegetal de mezquite–pastizal, desde el Norte de Sonora y Tamaulipas hacia el Sur hasta el Valle de México. La codorniz común o cuiche (*Colinus virginianus*) que es una de las codornices de más amplia distribución en México. Sin duda alguna, la codorniz escamosa y la común, son de las aves de mayor importancia cinegética por el número de cazadores que las persiguen y por lo interesante de su caza. La cuarta especie que hasta hace poco tiempo gozó de gran popularidad entre los cazadores era la codorniz Moctezuma (*Cyrtonyx montezumae*) que se distribuía en gran parte del país en los bosques de pino–encino. En la actualidad se considera en peligro de extinción debido entre otras causas al aclareo y sobrepastoreo de los bosques.

GUAJOLOTES SILVESTRES (FAMILIA MELEAGRIDAE)

Estas aves que en un tiempo fueron muy importantes como piezas de caza, se han visto drásticamente reducidas en sus poblaciones y su área de distribución ha quedado reducida a manchones aislados debido principalmente a la tala inmoderada de los bosques y a la cacería de subsistencia.

Dentro de esta familia se tienen dos especies, la primera conocida como cócono (*Melegris gallopavo*) se distribuye en los bosques de pino–encino del norte y en algunos Estados del Pacífico. De esta especie proviene el guajolote doméstico. En la actualidad se le encuentra únicamente en algunas localidades de Sonora, Chihuahua, Tamaulipas y la Sierra Madre Occidental entre los Estados de Sinaloa, Durango, Nayarit y Zacatecas. También es posible encontrarlos en pequeñas poblaciones en Michoacán, Jalisco y Colima. La otra especie de esta familia es de distribución más limitada y se conoce como pavo ocelado (*Meleagris ocellata*) de la Península de Yucatán. Esta hermosa ave se le encuentra aislada en pequeñas poblaciones en las áreas más conservadas de Tabasco, Campeche, Yucatán y Norte de Chiapas. En el Estado de Quintana Roo sus poblaciones se encuentran en mejor estado y ha sido extirpado del Norte de Yucatán y del Oeste de Campeche. Aunque originalmente esta ave era de selva en la actualidad se le encuentra también en los acahuales y en algunas milpas.

PALOMAS Y HUILOTAS (FAMILIA COLUMBIDAE)

Las palomas representan a un grupo nutrido de aves que en nuestro país está representado por 24 especies, de las cuales solamente 12 se cazan con cierta regularidad, algunas de estas especies son nómadas y se distribuyen ocasionalmente en México, otras tantas son demasiado pequeñas como para ser piezas de caza.

A pesar de lo anterior, de las 12 especies restantes que son de buen tamaño y muy abundantes en nuestros campos, podemos decir que solamente cuatro de éstas son verdaderamente perseguidas con fines cinegéticos. El principal miembro de esta familia es la paloma de alas blancas (*Zenaida asiatica*) que es una de las aves más codiciadas por los cazadores del país vecino del norte, ya que sus poblaciones viajan a México y se reúnen con las parvadas residentes formando grupos muy numerosos y abundantes, sobre todo en los bosques espinosos y tropicales caducifolios de ambos litorales y presenta una amplia distribución en México. En segundo lugar de popularidad y abundancia tenemos a las huilotas (*Zenaida macroura*) que son muy perseguidas por los tiradores nacionales. En contraste con la paloma de alas blancas, las huilotas se

distribuyen principalmente en el centro y norte de la república en zonas áridas en donde su pariente es menos abundante. Otras dos especies muy importantes para la actividad cinegética de México son la paloma morada (*Columba flavirostris*) distribuída en las zonas cálidas de la Península de Yucatán y los litorales del Atlántico y Pacífico y la paloma de collar (*Columba fasciata*) ampliamente distribuida y abundante en los bosques de pino–encino principalmente en la Sierra Madre Occidental.

VENADOS (FAMILIA CERVIDAE)

México cuenta con tres especies de venados, los cuales son perseguidos incansablemente tanto por los cazadores como por los campesinos y ganaderos. La cacería del venado como fuente de proteínas en el campo mexicano y la destrucción constante de los hábitats son las razones por la cual estas especies han desaparecido de grandes áreas de su distribución original.

El venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) es el que representa a la especie cinegética más importante dentro de los mamíferos de caza mexicanos, su distribución hasta 1959 era a todo lo ancho y largo del país con excepción de la Península de Baja California. Este venado tiene un gran potencial económico que hasta la fecha no ha sido aprovechado. Únicamente algunos ranchos del norte de México están actualmente explotando en forma económica, por medio de la cacería, a esta especie. De menor importancia para el cazador nacional pero muy buscado por los extranjeros, es el venado bura (*Odocoileus hemionus*), que habita las zonas áridas del Norte de la república incluyendo a la Península de Baja California y aunque es de mayor tamaño que el anterior, su caza es relativamente más sencilla. Por último, tenemos a los pequeños venados temazate (*Mazama temama* y *M. pandora*), los cuales tiene mayor importancia local únicamente como alimento de los núcleos indígenas y poblaciones rurales, aunque recientemente sobre todo en Yucatán se están haciendo esfuerzos por ofrecerlos en algunas UMA.

LIEBRES Y CONEJOS (FAMILIA LEPORIDAE)

Las liebres y los conejos son los animales más numerosos de todos los mamíferos de caza. Conforme pasa el tiempo y las zonas naturales se reducen, estos animales adquieren más importancia. Existen varias especies de liebres y de conejos, sin embargo los más perseguidos por los cazadores son la liebre cola negra (*Lepus californicus*) que tiene una preferencia por las zonas áridas poco pobladas de vegetación, incluyendo a la Península de Baja California , Sonora, y toda la Mesa Central hasta Hidalgo. Su pariente más pequeño el conejo cola de algodón (*Sylvilagus floridanus*) es quizá, después del venado cola blanca, el mamífero de mayor importancia cinegética, ya que se le encuentra prácticamente en todo el territorio y es muy abundante, incluso cerca de los núcleos urbanos y en los campos agrícolas. Los cazadores de pocos recursos que no pueden pagar expediciones costosas, son los más aficionados a esta caza y como podremos adivinar son la mayoría.

ESPECIES EN PELIGRO DE EXTINCION

Causas de la extinción. Una breve contemplación de la evolución natural ilustra que las especies animales han sido continuamente reemplazadas por nuevas formas más exitosas y por lo tanto forzadas a la extinción. Esta desaparición es simplemente una parte de las leyes de la naturaleza y es tan natural y necesaria como la creación de nuevas especies (Ziswiler 1967). Sin embargo, hay diferencias significativas esenciales entre la extinción natural de las especies individuales y la extinción causada por el hombre. Las especies que siguen una muerte evolutiva natural, casi siempre son reemplazadas por nuevas formas o grupos enteros de formas que aparecen y florecen. Cuando las especies reciben su sentencia de muerte a través de otros medios diferentes al natural, no son reemplazadas por formas nuevas en su lugar, así que cada especie exterminada se pierde para siempre.

Proceso de extinción. El proceso de la extinción sigue una regla muy simple "una especie se extingue cuando la tasa de mortalidad es continuamente mayor que la tasa

de reclutamiento". Si una población particular pierde más animales que los que gana a través de la reproducción, la exterminación total se vuelve solo cuestión de tiempo.

Exterminación directa. Hablamos de exterminio directo cuando el hombre destruye un grupo de animales en tal cantidad o número que cesa de existir. Las causas de exterminio pueden ser por:

a) Aprovechamiento de carne y huevos para alimentación: La forma más primitiva y todavía la más común de aprovechar al reino animal es para obtener alimento, en este caso, a los cazadores no les importa la época, el sexo, o edad del animal que se mata para consumir, tampoco se respetan las cuotas de aprovechamiento.

b) Utilización de pieles y plumas: Entre las múltiples causas de destrucción de una especie, existen industrias que utilizan productos animales que ameritan especial atención, porque aprovechan la escasez de una especie para aumentar la demanda y elevar los precios. Incluso a principios de siglo cuando las poblaciones animales eran mucho mayores y las poblaciones humanas menores, modas fugaces basadas en ciertos productos animales llevaron al borde de la extinción a algunas especies. En la actualidad son pocas las especies capaces de escapar a las industrias de pieles, cueros, plumas, mascotas, y recuerdos para los turistas.

c) Empleo de la fauna en supersticiones: Grandes cantidades de animales son sacrificados anualmente por la creencia de que su pelo, piel, huesos u otros despojos tienen poderes como afrodisíacos, mágicos o medicinales.

d) Cacería de trofeos: Tal vez, la destrucción de animales que aparentemente menos sentido tiene, es cuando el matar a un animal ha sido transformado en un deporte de prestigio, o cuando ocurre simplemente a través de un morboso deseo de destrucción. La cacería deportiva y la de trofeos pueden ser manejadas responsablemente y ser un verdadero deporte y un instrumento muy útil de manejo de las poblaciones animales, sin

embargo en México, en la mayoría de las ocasiones degenera en una matanza no deportiva.

e) Persecución de animales por los intereses del hombre: El hombre no muestra mucha amistad por los depredadores a los que considera competidores peligrosos, indeseables y un poco antinaturales, y aunque se debe considerar a los depredadores como parte integral de las comunidades naturales, algunos individuos de algunas especies, sin embargo interfieren con los intereses del hombre matando a sus animales domésticos, razón por la cual se siguen realizando intentos para exterminarlos.

Existe el mito de que los depredadores constituyen una amenaza para los rebaños de ungulados silvestres de caza; sin embargo, es necesario comprender en primer lugar que los depredadores no exterminan a sus presas. Casi todos los estudios revelan que los depredadores no disminuyen en forma importante las poblaciones de sus presas; de hecho su impacto parece evitar solamente una sobrepoblación importante. Además del beneficio anterior, los depredadores mantienen bajo control a muchas especies que podrían tornarse en plagas con mucha facilidad. De acuerdo a Ehrenfeld (1972): “Lo que debe de combatirse no son los depredadores, sino los programas masivos de control de estos”.

f) Comercio de animales para zoológicos e instituciones científicas: Una de las pérdidas más insidiosas y silenciosas de las especies de animales silvestres es la búsqueda de especímenes vivos y muertos para comerciar con ellos. Es necesario también reglamentar el comercio de mascotas exóticas, ya que muchas poblaciones silvestres pueden soportar una recolección bien planeada pero otras, la mayoría, no pueden. Las cifras de exportación sólo representan una fracción del efecto verdadero de esta industria destructiva porque durante la captura, y transporte mueren muchos animales silvestres, con frecuencia la mayor parte y en algunos casos todos. Las instituciones de investigación biomédicas, pocas veces se preocupan por el origen de los animales con

los que experimentan. Las demandas plantean un problema cada día mayor para las reservas silvestres de algunos animales, en particular los primates. Las exigencias de la investigación no justifican una actitud de conservación inadecuada pues la conservación y la investigación son perfectamente compatibles si se ejerce un poco de sentido común, planeación y sobre todo un manejo que asegure la reproducción de las especies en cuestión.

Exterminación Indirecta. Ocurre cuando una especie animal muere debido a las alteraciones en su ambiente natural, ya sea directa o indirectamente a través de la influencia del hombre. Este tipo de exterminio es más desastroso que el directo, debido a que la alteración de un hábitat es casi imposible de rectificar una vez iniciada, pero también afecta no sólo a una especie sino a la comunidad entera. En última instancia este descuido interfiere con el balance de la naturaleza y termina afectando indirectamente también al hombre (Zizwiler 1967).

a) Destrucción de la vegetación natural: Esta es una de las causas indirectas principales y es ocasionado por los desmontes agrícolas, ganaderos, industriales y la tala inmoderada, etc.

b) Deseccación de pantanos, entubamiento de aguas y construcción de presas: En los pantanos y marismas se desarrollan comunidades de plantas y animales específicos que la mayoría de las veces juegan un papel importante como reguladores de agua.

c) Contaminación del agua: El agua es una de las sustancias naturales más importantes, sin ella, ni las plantas ni los animales podrían existir. Donde el hombre la contamina paga un precio caro al destruir los organismos que la habitan.

d) Contaminación radioactiva: Es la forma de contaminación más espectacular y en constante amenaza, debido a que almacena pasando un determinado nivel de

intensidad, la radiación daña todo organismo. Poblaciones de aves marinas se han vuelto estériles como resultado de experimentos con bombas atómicas.

e) Contaminación por pesticidas: El uso constante de plaguicidas ha traído consigo efectos desastrosos a los organismos, muchos de ellos al no ser específicos destruyen animales benéficos, además de que traen consecuencias en cadena por ser acumulativos y no degradables.

f) Introducción de especies exóticas: Una vez que los animales son introducidos y adaptados a tierras favorables, se multiplican en forma rápida, generalmente a expensas de la fauna nativa, a la que terminan por erradicar.

Características de las especies amenazadas. Existe un conjunto de características de la especie importantes para las condiciones de supervivencia. Estos factores representan el potencial de éxito de una especie. Las características cualitativas que nos dan un retrato de las especies en peligro son:

- Individuo grande
- Depredador de preferencia
- Tolerancia limitada en cuanto al hábitat
- Piel, cuero, aceite, etc. de gran valor
- Animal perseguido por su valor comercial o por deporte
- Distribución geográfica restringida
- Vive en aguas internacionales o atraviesa fronteras
- Especie que no tolera la presencia del hombre
- Período de gestación prolongada
- De una a dos crías por camada.

Los efectos son tan variables que no permiten afirmaciones generales. Otros autores sugieren que existe un tamaño de población crítico que varía de una especie a otra. Cuando la población de una especie dada es inferior a este nivel, la especie puede

llegar a extinguirse aunque se proteja ampliamente.

LEGISLACION

Actualmente los aspectos relacionados con la explotación, manejo y conservación de la fauna están dentro de la jurisdicción de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales a través de la Dirección General de Vida Silvestre y como principales instrumentos legales para efectuar sus funciones cuentan con la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente publicada en 1988, y reformada 28 de enero de 2011, La ley General de Vida Silvestre, publicada el 3 de julio de 2000 y reformada el 7 de junio de 2011, su reglamento del 30 de noviembre de 2006. La Ley Forestal y su reglamento publicados en 1986, 1988 respectivamente, y la Norma Oficial 059-SEMARNAT publicada originalmente en 2002 y reformada y actualizada el 30 de diciembre de 2010 que trata de las especies en riesgo y bajo alguna categoría de protección.

Además de estas leyes, se cuenta con tratados internacionales suscritos por México con diferentes países, para proteger los humedales, a las aves migratorias y sus hábitats, las tortugas marinas, mamíferos marinos, CITES para controlar el comercio de especies de flora y fauna en peligro etc.

CONCLUSIONES

La protección y explotación de la fauna silvestre se ha visto siempre como una actividad a desarrollar por los organismos gubernamentales dentro del Sistema de Áreas Protegidas, o para ser manejada por particulares de muchos recursos propietarios de grandes terrenos convertidos en cotos de caza. Sin embargo, el Sistema de Áreas Naturales Protegidas en México no ha funcionado como debería y son muy pocas las personas de recursos preocupadas por la conservación de la fauna.

En la actualidad mucho del futuro de la fauna está en las manos de los campesinos y los ganaderos quienes han menospreciado a este valioso recurso. Sin

embargo, son estas tierras ganaderas y de labranza las que producen en otros países (Estados Unidos, Canadá y en toda Europa) la mayoría de la fauna que es cazada anualmente, dejando al propietario una ganancia extra como regalo de la naturaleza, donde la inversión para obtenerlo es mínima. Esto es lo que debería hacerse en la mayoría de los casos.

La agricultura y la ganadería cambiará rápidamente en un futuro cercano, y los agricultores y ganaderos deberán hacer el mejor uso de los recursos dentro de sus tierras y no únicamente del cultivo o el ganado.

Las orillas de los terrenos pueden manejarse fácilmente para producir fauna silvestre en los agro-ecosistemas y esto será más efectivo y productivo en la medida en que estas áreas se protejan y amplíen.

La gente de campo en un futuro cercano, se verá presionada a producir más en menos espacio, a diversificar sus cultivos y actividades en el campo y a proteger el ambiente y el agua, para que ya no sea necesario incrementar las áreas de cultivo y ganaderas.

Muchos agricultores y ganaderos deberán desarrollar un interés personal para la vigilancia del campo y deberán estar orgullosos de sus campos y la fauna que se desarrolle en ellos. La atención del público tanto nacional como internacional estará enfocada hacia muchos de los aspectos relacionados con los agroecosistemas y la conservación y expansión de los bordes y setos vivos. La fauna presente en ellos, será evidencia visible de la preocupación de los campesinos y ganaderos por el ambiente.

BIBLIOGRAFIA

- Bailey, J.A. 1984. Principles of wildlife management. John Wiley and Sons, New York, U.S.A. 373pp.
- Ehrenfeld, D.W. 1972. Conservación y biología. Serie Biología Moderna, Editorial Interamericana, S.A. de C.V. México, D.F. 229pp.
- Eisenmann, E.1955. Th especies of Middle American birds: A list of all the species recorded from Mexico to Panama, with suggested english names, outlines of range, and a distributional bibliography. Transactions of the Linnean Society of New York, Cornell University, Vol 7:1-120.
- Flores, M., J. López, X.S. Madrigal, F. Moncayo-Ruiz y T.F. Takaki. 1971. Mapa y descripción de los tipos de vegetación de la Republica Mexicana. SRH-Dirección de Agronomía, México. D.F. 59pp. 1 mapa.
- González, A.R. 1967. *Régimen administrativo y fiscal de la caza en México*. Tesis profesional, Facultad de Derecho, UNAM, México.
- Hall, E. R. 1981. The mammals of North America. John Willey and Sons, New York, 1:xv + 1-600 + 90 y 2: vi + 601-1181 + 90.
- Leopold, A.S. 1950. Vegetation zones of Mexico. Transactions of North America Wildlife Conference., 13:393-400.
- Leopold A.S. 1972. Wildlife of mexico; the game birds and mammals. University of California Press, Berkeley, CA. 566pp.
- Leopold, A.S., R.J. Gutierrez y M.T. Bronson. 1981. North American game birds and mammals. Charles Scriben´s Sons, New York. 198pp.
- McNeely, J.A., K.R. Miller, W.V. Reid, R.A. Mittermeier y T.B. Werner. 1990. *Conserving the world's biological diversity*. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, World Resources Institute, Conservation International, World Wildlife Fund–US and The World Bank.
- Secretaría de Agricultura (SAG). 1952. Ley federal de caza. Diario Oficial de la Federación del 5 de enero de 21952. 6 pp.

- Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP). 1995. Acuerdo por el que se establece el calendario cinegético correspondiente a la temporada 1995–1996 y 1996–1997. Diario Oficial de la Federación. Viernes 4 de agosto de 1995 (segunda sección):1–96.
- Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP). 2000. Ley General de Vida Silvestre. Diario Oficial de la Federación. Lunes 3 de julio de 2000 (2ª. Sección):3–24.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 1988. Ley general del equilibrio ecológico y la protección al ambiente. Diario Oficial de la Federación, 28 de enero de 1988, 101 pp.
- 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 (segunda sección), del 30 de diciembre de 2010. 77pp.
- Smith, H. M. y E. H. Taylor. 1966. Herpetology of Mexico: annotated checklist and keys to the amphibians and reptiles. A reprint of Bulletins 187, 194, 199 of the United States National Museum with a list of subsequent taxonomic innovations. Eric Lundberg, Ashton, Maryland, 29+239+118+253 pp.
- Stuart, L.C. 1964. Fauna of Middle America, in Handbook of North American indians, Vol. 1, University of Texas Press, Austin, TX. 570pp.
- Ziswiler, V. 1967. Extinct and vanishing animals. The Heidelberg Science Library, Vol. 2. Springer-Verlang, New York INc. U.S.A. 133pp.

CAPÍTULO 1

ANEXO 1. PRINCIPIOS BÁSICOS PARA EL MANEJO DE LA FAUNA SILVESTRE

1. La fauna silvestre incluye a todos los vertebrados que viven libres en los ambientes en los que evolucionaron.
2. La conservación de la fauna silvestre es un proceso social dinámico que define y busca el uso inteligente de los recursos faunísticos, manteniendo la productividad de los hábitats. Este proceso está fuertemente influenciado por las prácticas y actitudes del pasado, administrativas y el respaldo legal de las leyes. Los grupos de personas principalmente aquellos organizados, participan en la conservación de la fauna a través de procesos políticos continuos que definen y redefinen el uso inteligente.
3. La conservación del recurso fauna esta íntimamente relacionada con la conservación de los demás recursos naturales. La conservación está influenciada por las necesidades de la sociedad, ideales, y moral y por su definición de una vida de calidad para los humanos.
4. La calidad de vida requiere que los individuos sean libres para escoger de una variedad de experiencias y vivencias y de oportunidades para la expresión personal. Un ambiente diverso, incluyendo áreas naturales y fauna silvestre, es necesario para proporcionar estas oportunidades. La habilidad de una sociedad para proporcionar una diversidad de oportunidades para las experiencias personales y la auto expresión está determinada por sus recursos, conocimiento, actitud, y conservación, todo esto en relación al tamaño de su población.
5. Las metas para el manejo de los recursos públicos están determinadas por un proceso político. De los biólogos de fauna silvestre empleados por el gobierno se espera que hagan predicciones sobre las respuestas de la fauna al manejo de la tierra y que interpreten estas respuestas y sus implicaciones sobre los valores de la fauna, de tal forma que la definición de uso inteligente no sea ignorada.
6. La fauna silvestre tiene varios valores: comercial, recreativo, biológico, científico, social, estético, y negativo. Los valores comerciales, recreativos y negativos se pueden medir en términos monetarios. Los otros valores son difíciles de medir. Ya que los valores de la fauna no son medibles, el valor total de las poblaciones de fauna solamente pueden estimarse por el costo de su reemplazo.
7. La percepción y actitud de las personas hacia el valor de la fauna es muy variado. Los grupos con actitud hacia la fauna incluyen: grupos interesados, sentimentalistas, proteccionistas, usuarios de un recurso, y usuarios múltiples. Un biólogo manejador de fauna efectivo, debe de reconocer, entender y comunicarse con un grupo diverso de personas que inciden en el manejo de la tierra.
8. La apreciación personal sobre los valores de la fauna silvestre, se desarrolla conforme un individuo aprende más acerca de la ecología y de la fauna. El entendimiento del público sobre los valores de la fauna debe de incrementarse no solo produciendo más fauna, sino, también mediante la enseñanza de la ecología de la fauna, de manera que el público reconozca y aprecie más los valores de las poblaciones de la fauna existentes.
9. Los cuatro problemas mayores referentes a la valoración de la fauna silvestre son: (1) la necesidad de considerar todos los valores de la fauna en las decisiones que afectan el uso de la tierra, (2) la necesidad de conseguir mayor financiamiento para los programas de manejo de fauna no cinegética y no comercial, (3) la necesidad de encontrar métodos para compensar a los tenedores de la tierra particulares para que salvaguarden y entiendan los

valores de la fauna silvestre y (4) la necesidad de alertar al público sobre la importancia de los hábitats para tener poblaciones animales sustentables.

10. Los biólogos manejan ecosistemas terrestres que soportan una gran variedad y abundancia de plantas y animales que están relacionados de forma compleja, incluyendo, pero no limitándose a las cadenas alimenticias y competencia. La complejidad de los ecosistemas manejados por los biólogos de fauna silvestre es por lo menos tan grande como cualquier sistema manejado por cualquier otro profesionalista. Esta complejidad tiene deficiencias en el conocimiento completo, limita la confianza de las predicciones y requiere prudencia en las prescripciones de manejo.
11. La fauna silvestre tiene numerosas adaptaciones anatómicas, fisiológicas, conductuales y genéticas que les proporcionan su habilidad para vivir de cierta forma en ciertos tipos de ambientes. Las adaptaciones determinan los requerimientos que tienen de hábitat. Las adaptaciones también son limitantes, y algunas especies son tan especializadas que solo pueden vivir en un rango muy limitado de condiciones ambientales. Estas especies son particularmente sensibles a las alteraciones de su hábitat.
12. La competencia es el uso simultáneo de los recursos de un hábitat limitado por dos animales o poblaciones. Las especies que han evolucionado juntas, tienden a estar ecológicamente separadas, de tal manera que su nicho funcional y de recursos no se sobrepone completamente, por lo que la competencia es evitada o reducida.
13. El suelo es nuestro recurso básico de la tierra. El suelo varía mucho en su fertilidad y fragilidad. Cualquier práctica que degrade la fertilidad del suelo degrada también la capacidad de éste para producir recursos orgánicos incluyendo la fauna.
14. Dentro de los hábitats adecuados, los animales silvestres presentan más calidad y las poblaciones de fauna son más grandes y más productivas en los suelos más fértiles. Como en el caso de otros recursos orgánicos, el beneficio del manejo de la fauna silvestre puede ser mayor en los suelos fértiles que en los infértiles.
15. El uso que hace el hombre de la tierra tiende a ser más intensivo en áreas con suelos fértiles. La intensidad de la agricultura, silvicultura y manejo de pastizales en los suelos más fértiles, generalmente reduce la diversidad de los recursos alimentarios y de cobertura para la fauna silvestre y hacen de estos lugares hábitats menos apropiados o inapropiados para la fauna silvestre. En suelos de fertilidad moderada, la agricultura extensiva, la silvicultura y el manejo de pastizales a menudo incrementan la diversidad de los recursos y favorecen los hábitats para la fauna.
16. La buena nutrición favorece la reproducción y reduce la susceptibilidad de la fauna a muchas causas de muerte. El alimento de calidad de la fauna, es digestible, y les provee de agua, energía y varios nutrientes indispensables.
17. La cantidad y calidad de los alimentos requeridos por la fauna es muy variable entre especies, entre sexos, clases de edad, entre estaciones y demás funciones fisiológicas de los animales, y también entre diferentes condiciones climáticas y regiones geográficas. La escasez de alimento es común entre los carnívoros. Los herbívoros tienen fuertes preferencias por el forraje de acuerdo a la calidad de éste. Los herbívoros tienden a tener problemas de nutrición, no por la falta de alimento, sino por la pobreza del forraje.
18. La calidad y cantidad de alimento disponible para la fauna silvestre es muy variable dependiendo de la región, estación y año en particular. La calidad del alimento está influenciada por el clima y muchos otros factores locales del sitio. Para los herbívoros la calidad del forraje depende del clima, factores locales, la genética de las plantas y las partes de la planta consumida.
19. El entendimiento completo de la dinámica de la alimentación de la fauna, requiere de

evaluaciones periódicas de la abundancia y calidad del recurso, estudios de las preferencias alimentarias y dietas y estudios de la fisiología nutricional de cada especie de la fauna. Los biólogos rara vez tienen un conocimiento completo de la dinámica nutricional de las poblaciones que manejan.

20. La mayoría de la fauna silvestre llena sus necesidades de nutrición utilizando una variedad de alimentos que soportan a ambos sexos y a las diferentes clases de edades, durante todas las estaciones y condiciones climáticas. Para favorecer estas poblaciones, los biólogos desarrollan o promueven hábitats que desarrollan esta variedad de recursos. Sin el conocimiento detallado y completo de la dinámica nutricional de las especies que estamos manejando, los manejadores desarrollan hábitats que (1) enfatizan el ambiente natural al cual está asociado la especie, (2) proveen una variedad de alimentos potenciales para la especie, (3) Proveen alimentos que se sabe son preferidos, y (4) proveen alimentos que pueden compensar cualquier tipo de deficiencia nutricional que se detecte.
21. El agua puede ser un factor limitante para la fauna silvestre en áreas desérticas. Las concentraciones de fauna alrededor del recurso limitado agua, puede resultar en un severo daño para el forraje disponible localmente y puede favorecer la transmisión de enfermedades. La fauna silvestre no debe de ser forzada a utilizar el recurso agua en áreas en donde su vulnerabilidad hacia los depredadores es mayor.
22. La fauna presenta muchas adaptaciones a los ambientes áridos, y la necesidad de agua varía mucho entre las especies, entre estaciones y de acuerdo a los requerimientos estacionales de agua para la reproducción. El recurso agua, varía mucho entre años, estaciones y áreas.
23. Proveer un suministro de agua, puede ser una herramienta muy exitosa en el manejo del hábitat si el agua es un factor limitante, si otro factor limitante es resuelto, y si el suplemento de agua es aceptado por los animales.
24. La cobertura para la fauna puede ser cualquier recurso estructural del medio ambiente que favorezca la reproducción y/o la supervivencia, favoreciendo cualquier función natural como la cría, escape, viajes, o comunicación visual.
25. Los requerimientos de cobertura, varían entre especies, entre sexos, clases de edad, con las estaciones, condiciones climáticas, de acuerdo con la presencia de depredadores, o parásitos, y de acuerdo con las áreas geográficas de que se trate. Algunas especies se han especializado por algún tipo especial de cobertura por lo tanto están limitados, al menos estacionalmente, a unas condiciones muy restringidas de cobertura.
26. Los recursos de cobertura de un hábitat varían de acuerdo con las prácticas del uso de la tierra (debido a las perturbaciones naturales y a la sucesión biótica), y con las estaciones y el clima. Un hábitat completo para una especie le provee de todas las coberturas necesarias para llevar a cabo sus funciones naturales de los sexos, y clases de edad a lo largo del año y bajo todas las condiciones climáticas.
27. El recurso cobertura, varía en calidad. Los animales han desarrollado preferencias hacia las coberturas en las cuales funcionan mejor. Los biólogos que evalúan la cobertura, aceptan ritmos de preferencia y éxito general de las especies, como medida de la calidad de la cobertura. La cobertura también es analizada midiendo los componentes estructurales o microclimáticos que están correlacionados con la calidad de la cobertura.
28. La fauna silvestre presenta una gran diversidad de patrones de movimientos, que van desde las especies sedentarias que presentan ámbitos hogareños pequeños durante todo el año hasta las especies que establecen sus ámbitos hogareños en forma estacional, a menudo a lo largo de las rutas migratorias que se pueden extender por miles de millas. Todos los recursos del hábitat de una especie deben de trasladarse dentro de su ámbito

hogareño, pero ningún ámbito hogareño puede ser mayor a la capacidad de movimiento del animal. Los recursos limitados dentro del hábitat generalmente ocurren en una parte pequeña pero crítica del ámbito hogareño.

29. En las especies territoriales, los animales defienden al menos una parte de su ámbito hogareño de la presencia de otros de la misma especie. Generalmente, los jóvenes de las especies territoriales se dispersan en el territorio de los padres. Este mecanismo limita el uso de los recursos del hábitat dentro del territorio y provee de un excedente de animales dispersores para colonizar cualquier hábitat adecuado, desocupado por conoespecíficos.
30. La fauna migratoria tienen la tradición genética o aprendida para regresar anualmente al mismo lugar. La impregnación de los juveniles a nuevas áreas de nacimiento dentro de hábitats adecuados, nuevos y desocupados, ha sido una herramienta exitosa para repoblar áreas de donde han sido extirpadas las poblaciones y para aumentar su distribución geográfica.
31. Los movimientos migratorios de la fauna silvestre están influenciados por factores genéticos, aprendidos y ambientales, como el fotoperíodo, clima y disponibilidad de alimento. Los esfuerzos de manejo en estos casos deben de hacerse a lo largo de las rutas migratorias, varias especies presentan subpoblaciones con diferentes patrones de migración, cuando esto ocurre el manejo se torna muy difícil, ya que no es fácil reconocerlas.
32. El conocimiento de la historia zoogeográfica de las especies de la fauna silvestre puede facilitarnos el entendimiento de sus adaptaciones ecológicas y sus limitaciones, sus requerimientos de hábitat, y su habilidad para sobrellevar la competencia en diferentes ambientes. Las barreras naturales tales como las climáticas y el agua salada, han retrasado la dispersión de los vertebrados terrestres. El patrón dominante en el pasado, ha sido la evolución de nuevas taxa para dispersarse y para reemplazar, más que para suplementar a la fauna existente. Por lo tanto el transplante de fauna competitiva de un continente a otro provoca un peligro de extinción para los elementos de las faunas nativas. Este peligro es más notorio cuando especies continentales son transplantadas a islas en donde la diversidad y la competencia han sido bajas.
33. El éxito reproductivo es crítico para el mantenimiento, incremento, y productividad de las poblaciones de fauna silvestre, y el monitoreo del éxito reproductivo es un función de manejo importante. Existe una gran variación entre los potenciales bióticos de las especies, relaciones sexuales, patrones estacionales y procesos de reproducción. Por lo tanto, las estrategias para el monitoreo del éxito reproductivo y para el manejo de las poblaciones dependerá del conocimiento sobre de las características reproductivas de la especie que se está manejando.
34. Para cada especie de la fauna, el proceso reproductivo tiene muchos componentes que ocurren en secuencia. Numerosos factores ambientales pueden influir sobre el proceso en cada etapa, por lo que existen muchas causas potenciales para observar fallos en la reproducción. El papel relativo de estos factores que influyen la reproducción puede variar entre poblaciones y entre períodos de tiempo.
35. Varios factores ambientales que pueden inhibir el éxito reproductivo pueden tornarse más intensos conforme las densidades de las poblaciones aumentan en relación a los recursos del hábitat. Como un resultado, las tasas de éxito reproductivo tienden a ser ecológicamente denso-dependientes; esto es, ellos tienden a declinar conforme la densidad ecológica aumenta. Bajo estas condiciones, la reproducción anual total es mayor a niveles medios de la densidad ecológica con tasas de reproducción más bien medias por animal.
36. Las tasas de crianza, tamaños de camada y nidadas, y la estructura por edades son ampliamente utilizadas como medidas del éxito reproductivo de las poblaciones y como una

base para la toma de decisiones en el manejo.

37. La competencia intraespecífica es mediada tanto por las jerarquías como por el territorialismo en muchas especies de la fauna. Los animales subordinados o no territoriales tienden a tener tasas de reproducción más bajas y tasas de mortalidad más altas.
38. El estrés derivado de cualquier factor medioambiental que no sea el óptimo y de la competencia intraespecífica es acumulativo y provoca una serie de respuestas fisiológicas conocidas como el Síndrome General de Adaptación (GAS del inglés General Adaptation Syndrom). El papel del GAS en las poblaciones silvestres no se conoce muy bien, ya que sus efectos pueden ser confundidos con efectos directos similares de la no adaptación ambiental. De cualquier forma, el GAS ocurre con tasas de reproducción reducida y mortalidad aumentada en poblaciones de laboratorio y probablemente también en las poblaciones silvestres.
39. Los niveles en la competencia intraespecífica y el estrés están positivamente correlacionados con la densidad ecológica de las poblaciones. Su impacto negativo sobre las tasas de reproducción y mortalidad forman un mecanismo intrínseco para la regulación poblacional como respuesta a las densidades ecológicas cambiantes. La importancia de estos mecanismos conductuales y fisiológicos para la regulación del tamaño poblacional varía mucho entre especies.
40. Ya que las respuestas conductuales y fisiológicas de los animales responden para cambiar con la densidad ecológica, los biólogos de fauna pueden medir tendencias en los parámetros conductuales y/o fisiológicos como indicadores de las tendencias en la densidad ecológica.
41. La mortalidad de la fauna silvestre es abundante, equivalente a la reproducción. La mayoría de las muertes de la fauna es normal, siendo del tipo y tasas para las cuales las especies de la fauna silvestre están adaptadas. Sin embargo, alguna mortalidad puede ser anormal, siendo del tipo y tasas que no han sido comunes durante la historia evolutiva de las especies. Un nivel excesivo de la mortalidad natural generalmente es un síntoma de un hábitat deficiente que expone o debilita a los animales. Sin embargo, la mortalidad anormal puede reducir en forma drástica las poblaciones animales, aún en los hábitats que proveen a las especies de todas sus necesidades.
42. Los tipos de mortalidad más grandes de la fauna silvestre son la inanición y la malnutrición, la cosecha (caza), los accidentes, la depredación, la exposición al frío, y las enfermedades. Las causas finales de la mortalidad son a menudo combinaciones de éstas.
43. Las tasas de mortalidad pueden ser directamente o, menos frecuente, inversamente relacionadas con la densidad ecológica de las poblaciones, o pueden ser independientes de la densidad. La mortalidad denso-dependiente directa resulta en el control de la población por la calidad y cantidad de los recursos disponibles en el hábitat. En la mortalidad compensatoria, la magnitud de varios tipos de mortalidad puede variar mientras que la mortalidad total permanece constante. Esto es más común en las especies con potenciales biológicos altos y con mecanismos conductuales que subordinan el "exceso" de animales a condiciones que no favorecen la supervivencia.
44. La mala nutrición y la inanición están generalmente asociadas con el aumento de la susceptibilidad hacia las enfermedades y los depredadores.
45. La cosecha es generalmente una forma de mortalidad regulada. Una variedad de reglamentaciones pueden ser utilizadas para controlar la presión y el éxito de la cosecha de manera que pueden alcanzarse varias metas biológicas y sociales. Los excedentes cosechables pueden ser removidos de las poblaciones sin afectar el tamaño de la población para períodos subsecuentes. La cosecha compensatoria, substituye a la mortalidad natural y no afecta al tamaño de las poblaciones en el siguiente período de reproducción. La cosecha

de la caza menor de las tierras altas tiende a autorregularse de forma denso-dependiente.

46. Las muertes accidentales no son frecuentes en la mayoría de las poblaciones de fauna, pero la frecuencia de los accidentes se incrementa cuando las alteraciones provocadas en el medio ambiente por los humanos crean nuevas fuentes de peligro para la fauna.
47. La depredación ha moldeado la conducta y la morfología de las especies presa y continúa influenciando la distribución, abundancia, y composición de sus poblaciones. En los E.U.A. la actitud ante los depredadores ha cambiado grandemente conforme ha crecido el entendimiento de la ecología y dinámica de la depredación. En la actualidad se reconoce que muchos factores interactuantes influyen a los depredadores: porcentaje de presas, vulnerabilidad de éstas, y las respuestas funcionales de los depredadores ante la disponibilidad de presas. Estos factores varían entre sitios y períodos. Entonces, el impacto de los depredadores sobre la población de una presa es específico por sitio y tiempo. El control selectivo de los depredadores puede ser una herramienta de manejo apropiada bajo ciertas condiciones cuando las metas de costo-efectividad del control han considerado a los depredadores locales y la dinámica de las presas. Sin embargo, la complejidad de las relaciones presa-depredador exige que los resultados del control sean continuamente reevaluados.
48. La muerte por exposición al frío es una forma de mortalidad denso-dependiente y es más frecuente cerca de la periferia de la zona de distribución geográfica de una especie.
49. Las enfermedades de la fauna pueden ser de tipo nutricional, tóxico, o infecciosas. La mayoría de las enfermedades tóxicas se deben a los químicos utilizados por el hombre en sus actividades. Las enfermedades infecciosas pueden ser tanto normales como anormales, persistentes o epizooticas por su ocurrencia. Las infecciones normales persistentes, tienden a provocar problemas sanitarios cuando las especies están en densidades ecológicas altas. Las epizootias son menos predecibles, y la mayoría no se conocen bien. Las características genéticas de inmunidad en las especies, dan cuenta de las epizootias. Las enfermedades anormales, para las cuales los hospederos no han coevolucionado con los agentes tóxicos o parásitos son causados generalmente por las actividades del hombre. Las infecciones normales persistentes pueden ser controladas manteniendo a las poblaciones en un nivel de densidad ecológica relativamente baja. El control directo de las enfermedades de la fauna es una herramienta relativamente nueva e involucra el peligro de saltarse a la selección natural, provocando que la fauna silvestre necesite cada vez más de la intervención del hombre para el control de las enfermedades.
50. Para propósitos de manejo, es útil clasificar a los numerosos y complejos factores interrelacionados que operan en los ecosistemas como: factores de bienestar, factores reductores del bienestar e influencias ambientales.
51. Los factores de bienestar, los requerimientos del hábitat de las especies de fauna, pueden ser definidos a diferentes niveles de resolución. En el nivel más bajo de resolución, (1) todas las especies necesitan oxígeno, alimento, cobertura, necesidades especiales, espacio. Con una resolución cada vez más grande, los requerimientos del hábitat de un especie pueden ser definidos (2) en forma empírica como un listado de tipos de hábitats, (3) como un listado de factores de bienestar, y (4) como un listado de componentes de bienestar. Un hábitat adecuado debe proporcionar factores de bienestar para ambos sexos y para todas las clases de edades de los animales durante todas las estaciones y condiciones climáticas.
52. La carencia de factores de bienestar puede limitar el crecimiento o desarrollo de una población. La presencia de factores reductores puede deprimir a una población a niveles por debajo de lo que pueden soportar los factores de bienestar. De cualquier forma, ya que los factores de bienestar pueden remediar el efecto de los reductores, los factores de bienestar

son la influencia más fundamental sobre la abundancia y comportamiento de la fauna.

53. Cada especie de fauna tiene varios requerimientos de factores de bienestar. Es poco probable que un hábitat dado pueda proveer todos los factores de bienestar en perfecto balance para las necesidades de una población en un tiempo dado. Por lo tanto, es probable que un pequeño número de factores de bienestar, quizás solo uno, pueda limitar una población en un tiempo dado en un lugar dado. Otros factores de bienestar pueden no ser limitantes. Sin embargo, la disponibilidad de los factores de bienestar varía mucho en el tiempo y el espacio. A menudo combinaciones de estos factores pueden ser limitantes en diferentes áreas y en diferentes estaciones y años. Cuando el número de los factores de bienestar es relativamente grande, es más difícil detectar cuáles son los limitantes y cuáles no.
54. La detección de los factores de bienestar es básica para los programas de manejo del hábitat. Dos métodos para detectar estos factores son: (1) la observación de las correlaciones entre las tendencias de los factores de bienestar y las tendencias en el comportamiento de las poblaciones, y (2) observando los síntomas de las deficiencias en factores de bienestar en los animales y los síntomas del sobre uso de los factores de bienestar en el hábitat.
55. Los hábitats de la fauna no son estables. Muchos de los cambios que ocurren en los hábitats son debidos a la sucesión biológica, o a disturbios naturales repentinos o causados por el hombre tales como el fuego, tala o inundaciones. Estos cambios alteran el alimento, la cobertura y otros recursos del hábitat de las especies de fauna y son muy predecibles. Mucho del manejo del hábitat es, por lo tanto, el manejo de la sucesión, retrogresión y disturbios.
56. La dirección y tasa de la sucesión biológica en un sitio y, por lo tanto la naturaleza del impacto sobre la fauna silvestre depende de muchos factores ambientales. Estos factores incluyen: (1) aquellos relacionados al tipo e intensidad del disturbio reciente, (2) aquellos que determinan la disponibilidad de material reproductivo vegetal, y (3) aquellos que influyen las condiciones para el desarrollo vegetal. Estos factores a menudo varían de sitio a sitio. Por lo tanto, predecir los resultados del disturbio y la subsecuente sucesión y su efecto sobre la fauna silvestre depende de conocer el impacto de estos factores en áreas locales. Estos factores también varían entre sitios. Como resultado, la sucesión secundaria que sigue a un disturbio generalmente produce un mosaico de etapas sucesionales que favorece la diversidad de recursos para el hábitat de la fauna.
57. A pesar de que la sucesión evoluciona hacia una asociación de especies clímax que están relativamente estables, la sucesión puede interrumpirse por las condiciones locales incluyendo los impactos de poblaciones de fauna silvestre naturales o introducidas por el hombre. Las comunidades relativamente estables que están determinadas por los impactos de poblaciones de fauna naturales se denominan comunidades zoóticas disclímax.
58. Las especies de fauna silvestre se clasifican en forma general en tres categorías que describen su relación con la sucesión ecológica. Especies de la Clase I están adaptadas a las comunidades clímax; el mantenimiento de sus hábitats requiere protección de los disturbios y la sucesión. Especies de la Clase II están adaptadas a comunidades en desarrollo, y los disturbios frecuentes son necesarios para mantener sus hábitats. Las especies de la Clase III requieren de una mezcla de estados sucesionales; el mantenimiento o mejoramiento del hábitat de una especie Clase III puede requerir la protección o de los disturbios, dependiendo de cual de las etapas sucesionales es más limitante para la abundancia local.
59. La diversidad de la fauna aumenta durante la sucesión biológica primaria y es mayor en la

comunidad clímax o en las etapas sucesionales cercanas al clímax. Sin embargo, ya que un mosaico de etapas sucesionales se desarrollan durante la sucesión secundaria, la diversidad de la fauna en un área perturbada se espera que llegue a su máximo antes que todas las etapas alcancen el clímax.

60. El forraje producido en áreas recién perturbadas tiende a ser de mayor calidad que aquel presente en áreas maduras. La diversidad y calidad del alimento y cobertura en áreas recientemente perturbadas producen como se ha observado una abundancia de especies de fauna de la Clase II y Clase III, y muchas de estas especies son animales de caza. Los disturbios por ejemplo, provocados por la tala o fuegos controlados, han sido reconocidos como un método económico para mejorar las poblaciones de animales de caza en grandes áreas. Sin embargo, aunque se espera que los disturbios favorezcan a las especies de la Clase II, éstos son perjudiciales para las especies de la Clase III.
61. A densidades ecológicas altas, los herbívoros pueden tener un efecto de sucesión sobre los recursos forrajeros. La medición de las condiciones del forraje y sus tendencias es un método para evaluar la densidad ecológica de las poblaciones de los herbívoros.
62. El clima afecta a la fauna silvestre en forma directa como una causa de mortalidad e indirectamente restringiendo los movimientos de los animales, afectando la disponibilidad y abundancia de los recursos del hábitat, la abundancia de competidores, depredadores y animales patógenos. El efecto directo mayor del clima sobre la fauna es la mortalidad de los animales jóvenes. Tanto los efectos directos como los indirectos son más severos en la periferia del rango geográfico de la distribución de las especies. Estos impactos altamente impredecibles sobre la abundancia y reproducción de la fauna son responsables de la incertidumbre en el manejo de la misma.
63. Los efectos directos e indirectos del clima sobre la fauna silvestre son a menudo tan o más grandes que cualquier otra influencia del medio ambiente, incluido el efecto del manejo, por lo tanto, a menudo es necesario determinar y medir los efectos debidos al clima antes de que otros efectos o influencias incluyendo el manejo, pueda ser detectado.
64. Los patrones climáticos presentes y pasados determinan en gran medida la distribución de la fauna. Los trasplantes de especies tienen mayores posibilidades de éxito cuando se mueven entre áreas de climas similares. A menudo poblaciones animales persisten en climas más bien inhóspitos a nivel local como relictos de climas pasados. Estas poblaciones relictuales tienen un valor científico y educativo muy grande.
65. El modelo logístico o sigmoideo es el principio más aceptado y utilizado sobre la dinámica poblacional de la fauna. El modelo predice cambios en la productividad poblacional, tasas de reproducción y mortalidad, calidad poblacional, y condiciones del hábitat que ocurren conforme una población crece hacia una capacidad de carga estable. Sin embargo, los supuestos del modelo de una capacidad de carga estable son irreales. Por lo tanto, una adaptación del modelo en donde los procesos de las poblaciones son determinados por la densidad ecológica, más que por la densidad poblacional, es necesario para utilizar el modelo para analizar poblaciones y predecir impactos de los cambios en los parámetros poblacionales y del hábitat.
66. El modelo sigmoideo demuestra que las poblaciones de fauna, como otros recursos orgánicos, pueden ser manejados con una base de sustentabilidad. Cuando una población es limitada por el hábitat y la resistencia ambiental es ecológicamente denso-dependiente, como en la adaptación del modelo sigmoideo, se producen excedentes cosechables mediante el mantenimiento de la población a un nivel de medio de densidad ecológica. Este nivel de tamaño de las poblaciones está por debajo de la máxima población sustentable. A este nivel, la calidad de los animales y las condiciones del hábitat son intermedias, más que

a los niveles máximos.

- 67.** Las especies con potenciales biológicos grandes tienen tasas de reposición altas. Los excedentes cosechables para estas poblaciones tienden a determinarse, no por el número de reproductores al comienzo de cada estación reproductiva, sino por la tasa de reproducción y supervivencia de los juveniles durante la temporada que precede a la cosecha. Las especies con potenciales biológicos bajos muestran tasas de reposición bajas. El número de reproductores presentes al comienzo de cada época de reproducción son más importantes para determinar los excedentes cosechables para la especie.
- 68.** La estabilidad de las poblaciones de fauna es determinada por (1) la existencia en un ambiente relativamente estable, (2) cualquier mecanismo intrínseco de control de la población, (3) un potencial reproductivo bajo y animales de longevidad alta, (4) existencia en un ambiente diverso, que genera una reproducción y mortalidad dependiente de una densidad ecológica precisa. Tales características ecológicas persistentes son: estructura de edades, las condiciones fisiológicas y físicas de los animales, y la constitución genética de la población. Las características ambientales persistentes son: las condiciones del hábitat y la presencia de depredadores y organismos patógenos.
- 69.** La capacidad ecológica de carga es una característica variable del hábitat determinada por las cantidades cambiantes de los factores de bienestar que limitan el tamaño y la productividad de las poblaciones animales. La capacidad de carga económica se define por las metas del manejo para la productividad de las poblaciones, la calidad de los animales y las condiciones del hábitat, pero esta determinada por las variables del hábitat y la habilidad limitada para sostener tales metas. Combinando estos conceptos, la capacidad de carga es el número de animales de una calidad específica que un hábitat puede sostener mientras mantiene un (específico pero no en aumento progresivo) nivel del impacto sobre los recursos del hábitat.
- 70.** Cualquier limitación de los factores de bienestar puede determinar una capacidad de carga para una población de una especie. La capacidad de carga ecológica determinada por el forraje limitado, cobertura de escape limitado y de espacio se conoce como densidad de subsistencia, densidad de seguridad y densidad de tolerancia, respectivamente. La capacidad de carga económica definida por las metas del manejo para la productividad de una población y para el control de las poblaciones se determina como densidad de cosecha máxima y densidad de impacto mínimo, respectivamente.
- 71.** Debido a que tanto el tamaño de la población como la capacidad de carga ecológica son variables, las poblaciones a menudo están tanto sobre o bajo la capacidad de carga de sus hábitats, y las poblaciones fluctúan sobre un continuo de densidades ecológicas. Sin embargo, el tamaño de las poblaciones tiende a seguir las tendencias de la capacidad de carga ecológica ya que la calidad de los animales, tasas de reproducción y sobrevivencia, y las condiciones del hábitat tienden a ser ecológicamente denso-dependientes. Cuando una población se mantiene bajo la capacidad de carga ecológica para maximizar los excedentes cosechables, el logro de las metas económicas dependerá del entendimiento de las relaciones entre las poblaciones y el hábitat con las variaciones del tamaño de las poblaciones y las variaciones de la capacidad de carga del hábitat. Se necesitarán datos locales para alcanzar este entendimiento.
- 72.** Las tendencias de largo plazo sobre la abundancia de las poblaciones de fauna exhiben cinco patrones: estables, inestables, irruptivos, cíclicos y de sincronía amplia. Los factores que favorecen la estabilidad poblacional o la inestabilidad se consideran en el principio número 68.
- 73.** Las poblaciones cíclicas presentan tendencias de largo plazo en su abundancia, por lo que

se pueden hacer predicciones razonables sobre las tendencias poblacionales. Los ciclos de 2 a 4 años son comunes en los roedores; de 10 años se presentan en las poblaciones de liebres, perdices y otras especies de Norte América. Las causas para los ciclos de 10 años no se conocen bien. La presencia de ciclos de 10 años en diferentes especies y zonas geográficas, son dos de las características de estos ciclos poblacionales más difíciles de explicar.

- 74.** Los faisanes y algunos lagomorfos, por lo menos, han presentado una sincronía regional grande en la abundancia poblacional pero no han mostrado regularidad en estas tendencias. Las causas de las tendencias en la sincronía de las poblaciones no se conocen del todo.
- 75.** Sin estudios de largo plazo de poblaciones locales, no podremos entender este mecanismo de las poblaciones cíclicas y sincrónicas regionales.
- 76.** La selección de los datos para los programas de manejo es uno de las decisiones más importantes del manejador. La selección estará influenciada por la disponibilidad y precisión de los métodos para medir las poblaciones y las características del hábitat y por el costo involucrado; pero los datos seleccionados deben de tener sentido en relación a los objetivos del manejo.
- 77.** El tipo de medidas para la fauna silvestre son: (1) índices de población, (2) censos poblacionales, (3) medidas del hábitat, y (4) índices de densidad ecológica, incluyendo índices para las condiciones de las poblaciones y del hábitat. Los índices de población y de densidad poblacional son más utilizados a nivel de programas extensivos de manejo. Los censos poblacionales y medidas del hábitat son más utilizados en programas intensivos de manejo y pueden ser las bases de modelos poblacionales o de hábitat para predecir los resultados de diferentes alternativas de manejo.
- 78.** Siempre que las medidas de la fauna silvestre requieran de un muestreo, las muestras deben de obtenerse de manera que se pueda hacer un análisis estadístico para cuantificar la precisión de cada estimador.
- 79.** El manejo de la fauna silvestre es el arte de hacer producir a la tierra poblaciones valiosas de fauna, a menudo en conjunto con otros tipos de usos de la tierra. En los Estados Unidos, la fauna silvestre es manejada de acuerdo a los deseos de un público con intereses diversos; pero las metas del manejo deberán de ser cuidadosamente definidas y frecuentemente revisadas.
- 80.** El manejo de las poblaciones animales está basado en el conocimiento de las historias de vida, historia natural y el hábitat de las especies. Este conocimiento se encuentra en un creciente y evolucionado acervo bibliográfico de la literatura científica.
- 81.** En el manejo intensivo, las limitantes del conocimiento y presupuesto son comparativamente bajas; un entendimiento comprensible de las poblaciones, hábitats, y el deseo por lo valores de la fauna por parte del público puede alcanzarse. Las respuestas de las poblaciones, hábitats, y del público hacia las prácticas del manejo pueden ser predichas con una relativa precisión; y puede ser apropiado un proceso lineal de manejo. Sin embargo, la mayoría del manejo de la fauna es extensivo, con limitaciones comparativamente grandes en el conocimiento y presupuesto. En estos casos, el entendimiento y predicciones sobre las poblaciones, hábitats, y los deseos del público son limitados y quizás poco precisos. Consecuentemente, un ciclo más cauteloso en el incremento del proceso del manejo es generalmente apropiado. La clave para la práctica de incrementos cíclicos esta en la planeación para medir las respuestas de las poblaciones, hábitats y el público hacia las prácticas de manejo. El manejo cíclico creciente es dinámico, capaz de responder a las condiciones cambiantes de las poblaciones y hábitats, a las indecisiones en los deseos del público, y al desarrollo de nuevo conocimiento aplicable a las condiciones de manejo.

Capítulo 2

CONCEPTOS GENERALES DE ECOLOGIA POBLACIONAL EN EL MANEJO DE FAUNA SILVESTRE

Salvador Mandujano Rodríguez

INTRODUCCION

La ecología representa una aproximación conceptual y metodológica muy útil para manejo de la fauna silvestre. Por manejo se entiende la aplicación de conocimiento científico y técnico necesarios para la resolución de problemas y objetivos humanos concretos donde se involucra a la fauna. De manera general el manejo de fauna tiene tres categorías: el aprovechamiento, la conservación y el control. En este sentido, la teoría ecológica a cualquiera de sus niveles (individuos, poblacional, metapoblacional, comunitario, ecosistémico, evolutivo, genético, biogeográfico, paisajístico, entre los principales) contiene elementos prácticos para el manejo de fauna silvestre. En este capítulo se presentan de manera muy general algunos de los conceptos principales de ecología poblacional que son necesarios considerar para el manejo de cualquier especie animal habitando en estado silvestre. Específicamente, se presenta la aplicación de la ecología de poblaciones a dos problemas concretos de manejo: el aprovechamiento sustentable y el problema de poblaciones con abundancia baja. En la última sección se introduce la ecología de metapoblaciones y algunas de sus aplicaciones en el manejo de fauna. Este capítulo está basado en ideas y conceptos tomados de diferentes libros (Buckland *et al.* 1993, Bookhout 1994, Caughley y Sinclair 1994, Gotelli 1998, Primack *et al.* 1998, Akcakaya *et al.* 1999, Beissinger y McCullogh 2002, Morris y Doak 2002, Hanski y Gaggiotti 2004).

ECOLOGIA DE POBLACIONES

Tres definiciones de ecología a nivel de poblaciones especialmente útiles para un manejador de fauna son: 1) el estudio de los factores que determinan la distribución y abundancia de las especies, 2) el estudio de los factores que limitan el crecimiento de una población, y 3) el estudio de λ (tasa finita de crecimiento poblacional). De estas definiciones emergen dos parámetros centrales para entender la estructura y dinámica de cualquier población: la abundancia y la tasa de crecimiento. Ambos parámetros son centrales en el manejo de la fauna silvestre, para definir aspectos como la cosecha máxima sostenida que una población puede soportar, y para estimar la probabilidad de extinción.

Para los ecólogos una población es un grupo de individuos de la misma especie, que forman un grupo más o menos con frecuencia interconectado y más o menos claramente separado de otros grupos de la misma especie. La estimación y el análisis de parámetros como la densidad poblacional, la proporción de sexos, la estructura de edades, las tasas de crecimiento, natalidad y mortalidad, el patrón espacial, la migración, entre otros, y los factores del ambiente (bióticos y abióticos) que inciden sobre éstos, son aspectos básicos para conservar, aprovechar o controlar una población. En este sentido, la demografía ha sido una de las herramientas más útiles que ha aportado la ecología poblacional al problema de la conservación de especies animales.

En consecuencia, todas las poblaciones tienen estos parámetros pero el valor específico del parámetro puede variar, y de hecho sucede, entre poblaciones de la misma especie pero geográficamente separadas; o bien, en la misma población pero en años distintos. Este aspecto es esencial de entender pues implica que las poblaciones no son estáticas sino que continuamente varían en número a través del tiempo y entre poblaciones. Esta es una de las principales tareas de la ecología y para los

manejadores de fauna silvestre resulta muy importante comprender la dinámica de las poblaciones y los factores que lo determinan.

Uno de los parámetros poblacionales más utilizados en el manejo de la fauna es el tamaño poblacional o la abundancia. Se define como abundancia el número total de individuos que conforman una población y habitualmente se denota con la letra N . Para poder estimar la abundancia es necesario que los límites de la población estén claramente establecidos, aspecto que no siempre es tan evidente en campo. En otros casos, cuando el límite de la población es de carácter administrativo, por ejemplo una reserva, rancho, UMA, ejido, entonces la estimación de la abundancia se hará exclusivamente para los animales dentro de estos límites. La fórmula general para estimar la abundancia es: $N = n / \alpha\beta$, donde N es la abundancia, n es el número de animales contados en las unidades de muestre, α (alfa) es la proporción de área muestreada respecto del área total, y β (beta) la proporción de animales contados durante el muestreo. Esta fórmula es la más general que existe y ya sea de manera explícita o implícita, todos métodos de estimación hacen referencia a esta fórmula. Es muy común expresar el tamaño de una población refiriéndose a la densidad por lo que es necesario definirla. Por densidad se refiere el número de animales por unidad de área habitualmente expresada como individuos por hectárea, individuos por kilómetro cuadrado. Por lo tanto la fórmula general para estimar la densidad (D) es: $D = N / S$, donde N es la abundancia de la población y S la superficie que ocupa la misma.

La estimación de la abundancia (o densidad) implica costos y tiempos asociados al muestreo, por lo tanto antes de iniciar cualquier estudio es necesario formularse las siguientes preguntas: ¿requiero saber el número total de individuos que conforman la población de interés? y ¿para qué quiero saber el tamaño de la población? Estas preguntas aunque aparentemente obvias resultan fundamentales para decidir la metodología a seguir. Dependiendo de la respuesta que se les dé, variará enormemente la selección del método de estimación y, consecuentemente, repercutirá

en los costos de muestreo. La experiencia en el manejo de fauna ha mostrado que en muchos casos no es necesario estimar el número total de individuos sino simplemente tener algún indicador confiable del tamaño población. Además, dependiendo de la respuesta a la segunda pregunta la cual involucra el objetivo de manejo ya que dependiendo si se va a aprovechar, conservar o controlar a determinada población, entonces la necesidad o no de un estimador exacto del tamaño de la población, puede variar. En estos casos, la experiencia de manejo también ha demostrado que en algunos casos el empleo de índices de abundancia es suficiente para resolver el problema de manejo.

El tamaño de una población (N) no es estático sino que cambia en el tiempo (t). Por conveniencia, la población en el tiempo inicial se denota N_1 , al tiempo dos N_2 , al tres N_3 , etc. Las unidades del tiempo varían dependiendo de la especie. Por ejemplo, días o semanas para insectos, años para mamíferos, décadas o centurias para algunos árboles. Una población con determinada abundancia en determinado momento crece debido a la tasa de nacimientos (b), decrece dependiendo de la tasa de fallecimientos (d), crece debido a la tasa de inmigración (i) y decrece por la tasa de emigración (e). Como consecuencia, una población crece si nacen más animales de lo que mueren, y en el caso contrario la población decrece. En los modelos de crecimiento poblacionales clásicos se asume que el efecto de la migración es mínimo o nulo. Sin embargo, se sabe que la migración y los movimientos de dispersión tienen un papel muy importante en la dinámica de numerosas poblaciones animales, lo cual ha sido incorporado en los modelos metapoblacionales que se introducen en un capítulo posterior. Cuando la cantidad de recursos (alimento, espacio, parejas, otros) son ilimitados, la población puede experimentar un crecimiento exponencial, aumentando su tamaño de manera acelerada. Esto es lo que se conoce como modelo de crecimiento exponencial. La Ecuación general que describe este tipo de crecimiento exponencial de la población es: $dN/dt = rN$, donde r es la tasa instantánea de crecimiento poblacional. Lo que esta Ecuación significa es que el cambio de la abundancia a través del tiempo es una

función de la abundancia actual de la misma y la tasa a la cual ésta crece. Por lo tanto, la población crece si $r > 0$, se mantiene estable si $r = 0$, decrece si $r < 0$.

En vida libre difícilmente los recursos serán ilimitados por periodos prolongados. El cambio en la disponibilidad de alimento debido a cambios estacionales y anuales en la cantidad de lluvia; la disminución del espacio, territorio, pareja y otros recursos debido al aumento de individuos, son algunos de los principales factores que incrementan la posibilidad de competencia entre los animales. Como consecuencia, el crecimiento originalmente exponencial que experimenta una población paulatinamente comienza a disminuir. Esto se debe a que la tasa de nacimientos irá disminuyendo y simultáneamente la de mortandad aumentando. Gradualmente habrá un tope máximo después del cual la población dejará de crecer e incluso comienza su decrecimiento para mantenerse relativamente constante a lo largo del tiempo. Este límite es lo que se conoce como capacidad de carga o sustento denotado con la letra K .

El modelo de crecimiento poblacional que describe el proceso anterior es conocido como el logístico o sigmoidal, y la Ecuación que lo describe es: $dN/dt = rN (1 - N/K)$. Esta Ecuación es muy similar a la anterior excepto que aquí se introduce el término $(1 - N/K)$ el cual funciona como un mecanismo para acelerar o disminuir el cambio en la abundancia. Es decir, cuando la N es muy baja respecto a K entonces la población puede crecer exponencialmente; pero una vez que $N = K/2$ entonces comienza a frenarse ese crecimiento siendo cada vez menor hasta que $N = K$. Es decir, cuando la población ha alcanzado la capacidad de carga.

El concepto de capacidad de carga (K) es frecuentemente empleado en el manejo de la fauna. Sin embargo, dependiendo de los objetivos y del enfoque, puede variar su definición lo que tiene implicaciones importantes en el método para estimarla. La definición comúnmente empleada de K es el número máximo de individuos de una población que puede ser sostenido sin que exista un deterioro del hábitat. Desde una

perspectiva demográfica el término se refiere a la densidad en equilibrio a la que el crecimiento de la población se estabiliza cuando las tasas de natalidad y mortalidad son iguales. Similar a las definiciones de otros parámetros, en el caso de K resulta aparentemente sencilla su definición pero en la práctica es verdaderamente complicado estimarla. Además, la capacidad de carga tampoco es un parámetro con un valor estático sino que cambia entre estaciones climáticas a lo largo de año, y también entre años a lo largo de un periodo mayor.

MÉTODOS DE ESTIMACIÓN DEL TAMAÑO POBLACIONAL

Para estimar la densidad poblacional de numerosas especies de fauna se han utilizado métodos de conteo directo y métodos de conteo indirecto. Los métodos directos se pueden separar en tres categorías: conteo en transectos, captura–marcaje, y reconstrucción de la posible estructura de población con base en datos de la propia cacería. En el caso de los métodos indirectos se han empleado varios entre los que destaca: conteo de huellas, excrementos, madrigueras, cantos, entre los principales. Existen varios criterios que pueden permitir seleccionar un método, entre los que destacan: las facilidades del trabajo de campo, el tiempo disponible, la experiencia del personal, el presupuesto asignado, el acceso a equipo y programas de cómputo, y la habilidad del personal para el manejo de éste, entre otros. Sin embargo, no existe ningún método que brinde los mejores resultados para cualquier especie y condiciones de hábitat. Cada método tiene ventaja y limitaciones que deben considerarse antes de seleccionar. La selección de determinado método depende de los objetivos para lo cual se quiere conocer la densidad y de las limitaciones de tiempo y costo. Ningún método sustituye un mal diseño de muestreo, incorrecta toma de datos, errores de procesamiento de datos. La persona encargada de hacer las estimaciones debe estar preparada y conocer las bases teóricas y prácticas de cada método. Se deben dar estimaciones del promedio y variación de la densidad. No obstante todas estas dificultades, el éxito en el manejo de la fauna dependerá de una excelente preparación por parte de los técnicos y especialistas manejadores.

En aquellas áreas donde el tamaño poblacional se supone podría ser muy bajo, la superficie de hábitat muy extensa, y la heterogeneidad ambiental alta, entonces el esfuerzo de muestreo deberá ser mayor. Siempre será recomendable muestrear lo más frecuente e intensamente la unidad de manejo (con la precaución de que la frecuencia de los muestreos no llegue a constituir un factor de perturbación adicional e indeseable para los animales). Es necesario definir el método más adecuado a las condiciones particulares y diseñar un muestreo que sea representativo de toda la heterogeneidad ambiental presente en el área de trabajo. En lo posible, se sugiere hacer un muestreo estratificado (es decir, diferenciando los tipos de hábitat o manchones). Debe ponerse mucha atención para no violar los supuestos de cada método. La aplicación de los algoritmos debe realizarse con pleno conocimiento de las bases en que estos se sustentan.

Siempre deben presentarse los resultados como promedio, con una estimación de la precisión, expresada preferentemente como intervalos de confianza al 95%. Para obtener la abundancia se debe multiplicar la densidad (promedio \pm intervalo de confianza al 95%) por la superficie de hábitat apto para la especie animal de interés. Este procedimiento dará un valor máximo y mínimo de densidad. Se sugiere emplear siempre el valor mínimo para estimar la potencial cosecha. Este procedimiento permite proteger a la población local de fauna contra el abuso en la extracción. La experiencia ha demostrado que no todos los métodos y técnicas de evaluación, seguimiento y decisión pueden estandarizarse a escala nacional, ni pueden usarse los mismos para todo tipo de especies. La necesidad exige orientarse hacia el reconocimiento de los enfoques y necesidades esenciales para especies particulares o para grupos de especies de interés. Además, para cada caso se deben considerarse las escalas geográficas y los distintos ecosistemas cuyas características implican modificaciones técnicas y metodológicas. A continuación se describe brevemente cuatro métodos comúnmente empleados en estudios con fauna: conteos en transectos de franja y de

línea, y conteos de huellas y excrementos; los dos últimos muy empleados con venados.

1. Método de conteo en transectos de franja

El transecto de franja es una unidad de muestreo rectangular muy larga y estrecha. El ancho a cada lado de la línea media del transecto (w) se debe establecer antes de iniciar el muestreo. La visibilidad es el principal factor que determina este ancho. A su vez, la visibilidad es afectada por los siguientes factores: cobertura vegetal, relieve local, hora (día, noche) y técnica de muestreo (a pie, caballo, vehículo terrestre o aéreo). En el caso de bosques tropicales la visibilidad llega a ser muy baja, por lo que el ancho a cada lado (w) no puede ser muy amplio. Desde el punto de vista del método, es irrelevante si el animal está del lado derecho o del izquierdo del transecto. Es decir, el ancho total del transecto será considerado como $2w$. Los principales supuestos de este método son: (1) solo se debe contar a los animales que están dentro del ancho previamente definido, y (2) se debe tener la certeza de contar al 100% de los animales que están dentro del transecto de franja. Si no se cumplen estos supuestos la estimación de la densidad estará sesgada.

Se pueden ubicar los transectos de manera aleatoria o sistemática en el área, según la situación lo requiera para efectos de representatividad de distintas asociaciones vegetales o fisonómicas y, una vez decidido lo óptimo, el diseño debe mantenerse inalterado. Debe evitarse ubicar los transectos muy cercanos unos de otros. La longitud de cada transecto puede ser distinta. Es muy común el empleo de caminos de terracería y veredas como transectos; esto se hace debido a la facilidad de desplazamiento a vehículo u otro medio. Sin embargo, esta práctica debe evitarse pues hay varios factores que pueden sesgar la estimación de la densidad. Por ejemplo, en algunos casos los animales son atraídos hacia el transecto mientras que en otros son repelidos por el transecto; el trazo de los caminos no está hecho al azar, por lo que es posible que pasen por algunos sitios (usualmente los más adecuados para el

transporte) y que simplemente no queden representados en la muestra sitios relevantes de la UMA o ANP analizada.

El número de transectos o la longitud total a muestrear estarán en función de varios aspectos. Entre más grande sea el sitio de estudio, mientras más tipos de hábitat tengan y mientras más baja sea la visibilidad, se requerirá una mayor longitud total de transecto. Además, si los animales son difíciles de observar durante el día debido a que están constantemente acosados, entonces se tendrán que realizar muestreos nocturnos. Es recomendable que se haga un premuestro haciendo transectos durante el día y la noche, y que después de eso se decida cuál es la hora conveniente. Una vez establecida la hora deberá aplicarse en todos los muestreos. Aunque, de tomarse la opción de muestreos nocturnos con el uso de lámparas, debe considerarse que en el caso de bosques tropicales el empleo de éstas no mejora mucho la visibilidad debido a lo denso de la vegetación. La regla base es muestrear la mayor cantidad de transectos posible y recorrer cada uno de ellos un máximo de 2 o 3 veces cada mes. La experiencia directa *in situ* es lo que permitirá determinar la frecuencia idónea en cada localidad de muestreo. Preferentemente deben hacerse los muestreos durante todo el año, para detectar posibles cambios mensuales.

Para estimar la densidad se debe emplear el siguiente algoritmo o Ecuación:

$$D = \frac{n}{2wL}$$

donde n es el número de animales contados, L es el largo total del transecto, y w es el ancho del transecto a cada lado de la línea media. Nótese que la multiplicación $2w$ por L es igual a la superficie muestreada. Si se tienen varios transectos y cada uno de diferente tamaño, entonces el largo total simplemente es la sumatoria de las longitudes particulares de los transectos. Lo importante en el método de transecto de franja, es que en todos los transectos el ancho haya sido el mismo. Si este no es el caso, es decir

si hubo transectos con un ancho mayor y otros con un ancho menor, entonces se debe estimar la densidad por separado para cada transecto y eventualmente promediar las densidades para obtener un valor estimado para el área que se muestreó, con su respectiva estimación de la incertidumbre o variación.

Entre las principales limitaciones del transecto de franja se tiene que durante el trabajo de campo es muy fácil violar los supuestos y, por consiguiente, con frecuencia se tienen estimaciones sesgadas. Esto sucede, por ejemplo, cuando el ancho es grande. La manera de evitarlo es disminuir el ancho a una dimensión en la cual se asegure poder ver a todos los animales presentes, pero esto tiene como contraparte perder información (animales observados) más allá de w . En los casos en que se sospeche que se están violando los supuestos del método se sugiere aplicar el método de conteo por transecto de línea.

2. Método de conteo en transectos de línea

El transecto de línea consiste en trazar una o varias líneas de recorrido en las cuales, además de contar a los animales observados, se mide la distancia de cada observación en forma perpendicular al transecto. En el transecto de línea no hay un ancho w definido desde el inicio, por lo que resulta posible incluir en la cuenta a cualquier animal que se observe durante el recorrido. Esta es su principal ventaja. Los principales supuestos de este método son: (1) tener la certeza de que todo animal que esté próximo al centro del transecto será contado con una certidumbre del 100%, (2) medir exactamente la distancia perpendicular del animal, al momento inicial de su detección, y 3) no contar dos veces al mismo animal. Si no se cumplen estos supuestos la estimación de la densidad estará sesgada.

El número de transectos a muestrear estará en función del tamaño y heterogeneidad del área de estudio. Lo importante es tener un número adecuado (>40 individuos) de observaciones para estimar adecuadamente la densidad. Es posible

colocar los transectos preferentemente de manera aleatoria o sistemática, con base en criterios razonados desde el inicio y manteniendo el diseño inalterado a través del tiempo. Se debe evitar poner los transectos muy cercanos uno de otro, y debe procurarse no emplear los caminos como transectos pues su trazo obedece a razones muy distintas a las de un muestreo de venados, por lo que suelen ser poco representativos de las asociaciones vegetales y manchones de hábitat presentes en una área cualquiera sujeta a un estudio de este tipo. Se sugiere muestrear 2 ó 3 veces al mes cada transecto durante todo el año. Igual que en el caso del transecto en franja, la experiencia local puede indicar la frecuencia óptima, en función de la mínima perturbación a los venados.

La Ecuación para estimar la densidad es:

$$D = \frac{n f(0)}{2 L}$$

donde n es el número de animales detectados, $f(0)$ es la función probabilística de densidad a 0 m de distancia perpendicular y L es el largo total (km) del transecto. Nótese que en este método no hay un ancho definido. El aspecto fundamental en este método es estimar $f(0)$ la cual es una función dependiente de la disminución de la detectabilidad de un animal al aumentar la distancia respecto a la línea. Es decir, en este método no se asume que la probabilidad de detección es igual a 1.0 independientemente de la distancia del animal al transecto; aspecto que hace la diferencia con el método de transecto de franja. En el transecto de línea simplemente se asume que la probabilidad de detección es exactamente igual 1.0 cuando los animales están sobre la línea media del transecto, es decir a 0 m perpendiculares. A partir de esa distancia la probabilidad disminuirá. Para estimar la densidad empleando este método se requiere el empleo del programa DISTANCE cuya versión actual está desarrollada para Windows y a ella pueden acoplarse mapas realizados en el software ArcView. El programa DISTANCE y su instructivo pueden bajarse gratuitamente de la red en: <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>.

Las principales limitaciones del transecto de línea son establecer transectos rectos y aleatorios no es una tarea sencilla en el campo. Asimismo, los resultados de los cálculos dependen fuertemente de que se mida correctamente la distancia perpendicular exacta de cada animal hasta el centro del transecto. El procesamiento de datos requiere del uso de computadora y de software específico.

3. Método de conteo de grupos fecales

Este método inicialmente fue usado como un índice de abundancia del venado, pero se ha modelado la relación entre la densidad de grupos fecales y el número de venados por área, y lo propusieron como un método confiable para estimar la densidad poblacional. El supuesto general subyacente de este método es que la acumulación de los grupos fecales está relacionada con la densidad poblacional y toma como base la producción diaria de grupos fecales por individuo. Las ventajas principales del método son la facilidad de aplicación en campo, obtención de tamaños de muestras relativamente grandes, no disturbio de los individuos, y aplicabilidad a diferentes tipos de hábitat. Además, este método ofrece ventajas sobre otros debido a que provee un registro persistente de la presencia del venado independientemente de su actividad, por tratarse de una evidencia inerte puede ser sometido a un muestreo parcelado y a análisis estadístico, es capaz de producir datos bajo la mayoría de condiciones de campo y no es afectado por el observador. Este método busca determinar la densidad de grupos fecales en un área y el número de venados necesario para obtener ese número, a partir de la utilización de la tasa de defecación y el tiempo de depósito como factores de conversión. Metodológicamente esto se puede llevar a cabo mediante el conteo de todos los grupos fecales presentes en parcelas (FSC, Faecal Standing Crop) o examinando la tasa de acumulación de los mismos en parcelas fijas que son limpiadas regularmente (FAR, Faecal Accumulation Rate). La segunda categoría a menudo produce estimativos más exactos pero es menos precisa que la primera debido a que el número de parcelas vacías suele ser mucho mayor.

De manera usual, el método consiste en el establecimiento de parcelas circulares de 10 m² distanciadas 10 m a lo largo de transectos de 400 m de longitud que se limpian al inicio del estudio. Sin embargo, el largo del transecto, distancia entre parcelas y tamaño de las parcelas continúa siendo un tema muy debatido. Otra opción es el empleo del método de conteo de grupos fecales en transectos de franja de 500 m de largo por 2 m de ancho, o el conteo en transectos de línea de 500 m de largo sin ningún ancho predefinido. Estas opciones funcionan en sitios de baja abundancia poblacional. Otro factor importante y debatido es la tasa de defecación factor necesario para convertir la densidad de grupos fecales a densidad de individuos. También para este método es deseable ubicar preferentemente de manera aleatoria o sistemática los transectos, conforme a los mejores criterios de representatividad para el área a muestrear. Debe evitarse poner los transectos muy cercanos uno de otro, por el momento se sugiere que estén alejados más de 500 m uno de otros para evitar que un mismo animal deje rastros en dos o más transectos.

Se recomienda eliminar completamente los excrementos anteriores en todas las parcelas. Luego, dejar transcurrir 3 meses para el depósito de nuevas excretas y contar los excrementos depositados durante ese periodo. Es fundamental diferenciar y no confundir cada grupo fecal. Como guía general, se entiende por “grupo fecal” al total de bolitas de un mismo tono y tamaño relativo. Es importante comprender que la unidad de muestreo en este caso es el grupo fecal de lo contrario se sesgará la estimación de la densidad. Si en una misma unidad de muestreo hay varios grupos fecales, lo cual es muy frecuente, debe ponerse atención en definir claramente los distintos grupos. En consecuencia, este método requiere de experiencia en el rastreo de venados por lo que se recomienda acompañarse de un guía de campo, o que previamente se visite un zoológico o criadero y se observen como son los grupos fecales de los venados. Se sugiere muestrear los transectos durante la época seca debido a que durante la época húmeda es posible la destrucción de excretas por la lluvia, por efecto de los escarabajos, además de que es posible que la vegetación densa en el sotobosque

impida detectar todos los grupos presentes en las unidades de muestreo. Los supuestos del método son: (1) se conoce la tasa de defecación local, (2) se conoce bien la fecha (o lapso) de depósito de los grupos fecales, y (3) todos los grupos fecales en la parcela son contados y correctamente identificados.

Para convertir el número de excretas a densidad de venados se recomienda el siguiente algoritmo:

$$D = \frac{NP \times PE}{TD \times DP}$$

donde **NP** número de parcelas de muestreo por kilómetro cuadrado, **PE** promedio de grupos fecales por parcela de muestreo, **TD** tasa de defecación (número de grupos fecales/ind./día), y **DP** días de depósito de los excrementos en las parcelas. El problema principal de este método es la variabilidad que puede existir en la tasa de defecación dependiendo de factores como la subespecie, la edad y sexo, la calidad del forraje, las condiciones en que se encuentran los animales y las condiciones ambientales. Según diversos estudios, las tasas de defecación pueden variar de 8 a 32. Aplicar indistintamente tasas obtenidas de otros estudios en sitios y condiciones distintas, necesariamente conlleva a estimaciones sesgadas de la densidad y a establecer cuotas de aprovechamiento que pueden poner en riesgo a las poblaciones de venado sometidas a manejo. Además, la tasa de defecación puede variar notablemente en un mismo sitio dependiendo de la edad, sexo y época del año. Por lo tanto, es necesario que se incluya la estimación de la variación de la tasa de defecación, como otro componente de la estimación de la varianza de la densidad poblacional con la finalidad de que los intervalos de confianza sean más exactos.

4. Método de conteo de huellas

En bosques es difícil observar directamente a los venados debido a la menor visibilidad y a que habitualmente los animales son más acosados por la gente. En estos casos, los rastros es la mejor alternativa para estimar la densidad de este ungulado. En particular,

el método de conteo de huellas (*“track count method”*) de venados a lo largo de caminos de terracería se correlaciona bien con otros índices de abundancia de la población. Este método es barato y fácil de aplicar a gran escala y puede detectar cambios poblacionales de hasta un 20%. En otros estudios se ha correlacionado el número de huellas con la cantidad de excrementos, número de venados, y senderos de venados. El desarrollo de un estimador de la densidad usando el número de huellas requiere de modelar la relación entre el número de animales en un área y la distribución espacial y abundancia de huellas. En este sentido, se han desarrollado diferentes modelos para convertir el número de huellas a densidad poblacional.

Se sugiere que cada transecto sea de al menos 1 000 m de largo por 1 m de ancho. Es conveniente que en cada transecto se elimine la hojarasca y se remueva la tierra, tanto para borrar huellas viejas como para permitir una mejor impresión de huellas nuevas. En lo posible, debe evitarse el empleo de los caminos como transectos pues esto podría sesgar las estimaciones. En caso de que no quede alternativa y deban emplearse los caminos, entonces primero debe dividirse el camino en segmentos de 1 000 m cada uno y seleccionar al azar algunos de estos segmentos para emplearlos como transectos. Debe evitarse poner dos transectos uno a continuación del otro, o en caminos muy cercanos donde un mismo animal pudiera cruzarlos. El número de transectos a muestrear estará en función del tamaño y heterogeneidad del área de estudio. Se recomienda limpiar los transectos y 24 horas después contar las huellas frescas. Una nota precautoria es que debe entenderse por “huella” el cruce de un animal individual en un transecto. Es decir, no debe contarse cada huella individual sino determinarse aquellos casos en los que se pueda observar claramente que un venado caminó y dejó una secuencia de huellas, entonces debe contarse como un cruce o “huella”. Esto es la unidad que se registra, por lo que es fundamental entender y diferenciar el concepto de lo contrario se contarán huellas de más y se sobreestimarán la densidad. En consecuencia, el empleo de este método requiere de mucha experiencia en el rastreo para poder diferenciar claramente el dato a registrar. Se

sugiere muestrear cada mes 2 ó 3 veces cada transecto, y repetir este procedimiento mensualmente por un año. Es recomendable aplicar este muestreo durante la época de mayor probabilidad de que se impriman bien las huellas, lo cual habitualmente sucede en la época de lluvias; pero en algunos sitios es común que en la época seca la tierra esté muy polvosa, lo cual permite una mejor impresión y ver detalles de las huellas.

Los datos que sirven para calcular la densidad son el número de cruces o “huellas” (n) y el número de transectos (t). La relación n/t se puede considerar como un índice de huellas (IT). De manera general, el algoritmo propuesto simplemente divide el número de huellas entre la superficie muestreada en los transectos. El algoritmo es:

$$D = \frac{\left(\frac{IT}{3} \right)}{\left(\frac{1000 \times 2 \times w}{1,000,000} \right)}$$

donde en el numerador el índice de huellas (**IT**) se divide entre la constante 3 que representa el promedio de veces que supuestamente un venado cruza el camino en un lapso de 24 horas; mientras que el denominador en esta Ecuación es el área del transecto de franja expresado en km², y **w** es el ancho del transecto. Es importante visualizar que dividir el índice de huellas entre la constante 3 hace que las estimaciones de la densidad estén posiblemente subestimadas lo cual es una estrategia de protección para la población de venados. Si el índice no fuera dividido entre 3 entonces se estaría considerando a cada cruce o huella como un animal diferente lo cual seguramente sobrestimaría la densidad. En consecuencia, para estimar la densidad usando el índice de huellas en este algoritmo, es necesario definir el **w** apropiado. Normalmente en bosques tropicales la visibilidad es baja debido a lo denso de la vegetación en el sotobosque y a la topografía irregular. Por lo tanto, la distancia perpendicular máxima es corta. Si los transectos se están monitoreando todo el año,

entonces es conveniente tener un w en la época húmeda y otro en la época seca. Habitualmente la visibilidad aumenta en la época seca.

Las principales limitaciones y recomendaciones de este método son que el aspecto más crítico de este método es definir lo que debe considerarse como “huella”, por lo que es importante insistir en que esto se refiere a cruces de animales en el transecto, y no a huellas individuales dejadas por un mismo animal. Es crucial la correcta definición del ancho w del transecto, pues de lo contrario se obtendrán estimaciones sesgadas de la densidad. El algoritmo propuesto se base en el supuesto de que un venado cruza un mismo transecto un promedio de 3 veces en un periodo de 24 horas. Es recomendable que esto se verifique con datos con animales equipados con radiotransmisores.

APROVECHAMIENTO DE POBLACIONES

Uno de los objetivos principales en el manejo de fauna silvestre es el aprovechamiento. En las unidades de manejo estamos interesados en conocer qué especies animales existen, cuál es el número de individuos que conforman las poblaciones de estas especies, y cuál es el número de individuos que se pueden aprovechar de determinada especie si comprometer su viabilidad en el largo plazo. Como gestores es deseable aprovechar de manera razonable para no poner en riesgo a las poblaciones animales. Así dos preguntas que siempre interesan en el aprovechamiento son: ¿Cuántos animales se pueden aprovechar sin afectar a la población?, ¿Cómo se calcula ese número? La ecología de poblaciones sugiere varias soluciones (o modelos) a estas dos preguntas. En general, estos modelos se basan en tener datos confiables la abundancia y la tasa de crecimiento de la población de interés. A partir de estos modelos se puede estimar el número de animales a cosechar. Es común confundir este número de animales a cosechar con la tasa de cosecha.

De manera muy simplificada podríamos referirnos a la abundancia como el capital, la tasa de crecimiento como la tasa de interés, y el número de animales a cosechar como la ganancia obtenida del producto del capital por la tasa de interés. Es decir, la tasa de crecimiento poblacional es igual a la tasa de cosecha. Esto último es central de comprender. Nuevamente, la tasa a la cual se puede cosechar la población es la misma a la que esta crece. Entonces, para estimar el número de animales a cosechar (cosecha), es decir, el rendimiento se procede como: Cosecha = tasa de cosecha \times abundancia. Esto implica que para poder aprovechar una población antes se debe tener de manera precisa dos datos de la población: la abundancia y la tasa de crecimiento de la misma. Recuerde siempre la analogía: se puede considerar a la abundancia como el “capital” y la tasa de cosecha como la “tasa de interés”. Por lo tanto, la ganancia, rendimiento o los intereses ganados, será simplemente el producto del capital por la tasa de interés. El siguiente recuadro plantea varias situaciones relacionada con estos parámetros y el potencial de aprovechamiento.

Un concepto central en el aprovechamiento es la cosecha máxima sostenida o rendimiento máximo sostenido o sustentable (MSY, “Maximum Sustainable Yield”). En ecología de poblaciones, y también en economía, el MSY es, teóricamente, el mayor rendimiento (o cosecha) que se puede tomar de una población en un período indefinido. Un aspecto fundamental en este concepto, es mantener el tamaño de la población en el punto de máxima tasa de crecimiento cosechando solo una fracción de individuos.

Considerando el modelo de crecimiento poblacional logístico, los recursos no son limitativos cuando la población tiene baja abundancia ($N < K/2$), lo cual no limita la tasa reproductiva. Sin embargo, el rendimiento de esa población será pequeño. Cuando la abundancia alcanza un valor cercano a la mitad de la capacidad de carga ($K/2$), la tasa de crecimiento de la población está en su punto máximo. Este punto es nombrado cosecha o rendimiento máximo sostenible (MSY), y es cuando se puede obtener el máximo de individuos cosechados.

Conforme la abundancia aumenta los factores denso-dependientes de la densidad comienzan a limitar cada vez más el crecimiento hasta que la población llegue a la capacidad de carga. En este momento, no hay excedentes que puedan ser cosechados y la producción cae a cero. Es decir, y este es un punto muy importante, la mayor cosecha sostenida no se alcanza cuando la abundancia de la población está al máximo de su K . Nuevamente, lo importante es que la tasa de crecimiento (r) esté al máximo y esto sucede cuando $N = K/2$. Dado que difícilmente se puede tener una estimación exacta de $K/2$ por cuestiones de muestreo, pero también porque este punto no es estático en el tiempo, desde el punto de vista de cosecha es recomendable extraer individuos cuando la población está entre el MSY y el límite inferior de este. Esta decisión es una estrategia que protege a la población de una sobreexplotación.

PARADIGMA DE LAS POBLACIONES AMENAZADAS

La cacería incontrolada, el tráfico ilegal, la destrucción del hábitat, la INTRODUCCION de especies exóticas, los parásitos y enfermedades, son las causas principales por la que muchas poblaciones y/o especies de fauna silvestre se encuentran en peligro. La extinción es un proceso natural pero nunca como ahora un inmenso número de especies están amenazadas por las actividades humanas. En este sentido la ecología de poblaciones también está aportando bases conceptuales y metodológicas para la conservación biológica.

Se ha propuesto que pueden ser cuatro los factores que influyen sobre la extinción de una especie: dos factores extrínsecos al animal (la incertidumbre del ambiente y las catástrofes) y dos intrínsecos al animal (la estocasticidad demográfica y la deterioración genética). Esto es lo que se conoce como efecto “vortex” o vórtice. Brevemente, el efecto vórtice consiste en que una población original disminuye debido a factores extrínsecos como la cacería, tráfico, destrucción de hábitat, especies exóticas, entre los principales los cuales disminuyen la población original. Llegado cierto tamaño poblacional, los factores intrínsecos como la estocasticidad demográfica, estocasticidad

ambiental, efecto Allee, pérdida de variabilidad genética, alteración de estructuras sociales y ciclos hormonales, entre los principales, tienen un papel crucial que puede acelerar la disminución de la abundancia hasta llegar a un punto donde la población se encuentra en alto riesgo o probabilidad de extinción.

Metodológicamente, este efecto vórtice se ha abordado a través de los análisis de viabilidad poblacional (PVA por su siglas en inglés “Population Viability Analysis”) que sirven, entre varios aspectos, para estimar la probabilidad de extinción local (P_e), el tamaño mínimo viable de la población (MVP), la superficie mínima crítica (MCA) para sostener MVP, el tamaño efectivo poblacional (N_e), y el mínimo número de poblaciones para persistir a nivel metapoblacional. Es decir, los PVA son herramientas muy útiles para la conservación y el manejo de la fauna silvestre. El PVA es un proceso que implica la evaluación de datos y modelos de una población para anticipar la probabilidad de que esa población persista en el futuro por algún tiempo definido.

En general, el PVA involucra la simulación o el análisis de una población con el fin de hacer una proyección hacia el futuro de la tendencia de la misma, o bien estimar la probabilidad de persistencia o extinción de esa población. Sin embargo, en sí mismo la definición y criterios de lo que es viabilidad, persistencia y extinción, son arbitrarios. Por ejemplo, en ocasiones viabilidad se refiere como “asegurar el 95% de probabilidad de que la población sobreviva por lo menos 100 años”. Desafortunadamente, coleccionar los datos suficientes para derivar estimaciones fidedignas de todos los parámetros necesarios para determinar el PVA o MVP, en la mayoría de los casos simplemente no es práctico. Además de que no existe una guía referente acerca de lo que constituye un PVA. A pesar de esto, el PVA debe ser parte integral del plan de manejo de cualquier especie.

Es relevante destacar que una de las funciones principales de los PVA no es en sí mismo obtener un solo valor de P_e de la población en cuestión, sino simular la

tendencia de la misma y los posibles diferentes valores de P_e bajo diferentes escenarios y comparar luego estos valores para evaluar el riesgo y posibles medidas para mitigarlo. Estos escenarios se construyen introduciendo variaciones sobre los diferentes parámetros utilizados dependiendo los modelos que se empleen. Por ejemplo, algunos PVA están basados en modelos poblacionales sencillos como el exponencial y logístico ya sea determinísticos o estocásticos. Otros modelos incorporan información más detallada como es el caso de los llamados modelos espacialmente explícitos en los cuales no solo se introducen datos demográficos de la población, sino además se incorporan datos del paisaje como el número, tamaño, aislamiento de los parches, dispersión de los animales, entre algunos. Estos últimos modelos pueden resultar más complejos y realistas.

ECOLOGIA DE METAPOBLACIONES

La teoría de las metapoblaciones es un nuevo marco conceptual para abordar el problema de las especies en peligro de extinción en hábitats fragmentados. El paradigma que plantea el concepto de metapoblación en la conservación biológica enfatiza en mantener el balance en el proceso extinción–colonización. La metapoblación existe como una serie de poblaciones (o subpoblaciones) locales de una especie que ocupan parches de hábitat adecuado los cuales se mezclan con otros parches de hábitat también adecuados para la especie pero que por algún motivo no están ocupados y con áreas no propicias para la existencia de la misma especie. Este concepto considera que puede haber extinción local de algunas poblaciones pero bajo ciertas condiciones plantea que puede haber nuevamente recolonización a esos parches vacíos. Como consecuencia, se espera que la metapoblación persista a un nivel regional.

Algunas poblaciones de mamíferos silvestres se consideran como metapoblaciones "naturales", ejemplos son las especies que están adaptadas a un solo tipo de hábitat o bien a determinado estado seral de las comunidades vegetales. Sin

embargo, en la actualidad la gran mayoría de las metapoblaciones son el resultado del proceso de fragmentación de su hábitat por actividades de origen antrópico. Otras causas que provocan que se originen metapoblaciones son el deterioro de la calidad del hábitat sin que necesariamente se fragmente el hábitat; y la sobreexplotación de una especie en sitios particulares puede crear subpoblaciones confinadas a parches de alta calidad normalmente inaccesibles.

Existen varios modelos de metapoblaciones. En el primero, llamado "**metapoblaciones en islas–continentes**" se considera que una o más poblaciones persisten indefinidamente, y que los procesos de extinción y recolonización ocurre entre algunas de estas poblaciones, pero no tienen mayor efecto a nivel de la metapoblación en conjunto. En el segundo, referido como "**poblaciones en parches**", se considera que éstas se encuentran en una serie de parches fragmentados a una escala muy fina. En el tercero, "**metapoblaciones en no–equilibrio**", las poblaciones están prácticamente aisladas una de otras. Tanto las metapoblaciones naturales como las resultantes de la fragmentación pueden presentar cualquiera de estos tres modelos.

Los manejadores de fauna silvestre han considerado a esta teoría como una estrategia interesante para la conservación biológica básicamente por dos razones. La primera es que actualmente la mayoría de los hábitats presentan algún grado de fragmentación y el patrón espacial de las poblaciones coincide con las predicciones de los modelos de la teoría de metapoblaciones. La segunda es que la estructura de la metapoblación permite la existencia de la población total a un nivel regional amplio debido a que la extinción de algunas poblaciones locales en algunos parches no necesariamente con lleva a una extinción total de la metapoblación. Por lo tanto, esta teoría permite predecir la dinámica de las poblaciones dentro de la metapoblación.

La principal estrategia para la conservación es mantener numerosos parches de hábitats y el potencial para poder dispersarse entre ellos, es decir, su conectividad. Por

lo tanto, para cuestiones de manejo con fines de conservación el concepto de metapoblaciones propone un sistema de múltiples reservas conectadas por corredores biológicos. En este sentido, el diseño de reservas debe involucrar más que el establecimiento de corredores entre parches o zonas de amortiguamiento alrededor de los parches, lo cual es especialmente importante si la población de interés está espacialmente subdividida. Por el contrario, la teoría de las metapoblaciones considera que para la conservación de determinada especie no solo es importante mantener los parches de hábitat adecuado y el mosaico completo de áreas no adecuadas dentro del paisaje. Esto tiene como consecuencia integrar no solo las áreas de reserva sino también aquellas áreas donde las actividades humanas son intensas. En este sentido, el enfoque de la ecología del paisaje se ha integrado al concepto de metapoblaciones.

BIBLIOGRAFIA

- Akcakaya, H.R., M.A. Burgman y L.R. Ginzburg. 1999. *Applied population ecology: Principles and computer exercises using RAMAS_EcoLab 2.0* (2nd ed.). Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts.
- Beissinger, S.R. y D.R. McCulloch (Eds.). 2002. *Population viability analysis*. The University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- Bookhout, T.A. (Ed.). 1994. *Research and management techniques for wildlife and habitats* (5th ed.). The Wildlife Society, Bethesda, Maryland.
- Buckland, S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnham y J.L. Laake. 1993. *Distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Chapman and Hall, UK.
- Caughley, G. y A.R.E. Sinclair. 1994. *Wildlife ecology and management*. Blackwell Science, Cambridge, Massachusetts.
- Gotelli, N.J. 1998. *A primer of ecology* (2nd ed.). Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts.
- Hanski, I y O.E. Gaggiotti (Eds.). 2004. *Ecology, genetics, and evolution of metapopulations*. Elsevier Academic Press, Burlington, Massachusetts.
- Morris, W.F., y D.F. Doak. 2002. *Quantitative conservation biology: theory and practice of population viability analysis*. Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachusetts.
- Primack, R.B., R. Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo y F. Massardo. 1998. *Fundamentos de conservación biológica: perspectivas Latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica, México.

Capítulo 3

MÉTODOS DE ESTIMACION, CAPTURA Y CONTENCIÓN DE ANFIBIOS Y REPTILES

Gustavo Aguirre–León

INTRODUCCION

A los anfibios y reptiles se les conoce en conjunto como herpetofauna. La mayoría de los métodos que aquí se describen se aplican de manera general a estas dos clases de vertebrados, ampliamente distribuidas en una gran diversidad de ambientes. Sin embargo, las variantes en los métodos que se utilizan tienen que ver con el tamaño de los organismos y/o características específicas del hábitat o del microhábitat que ocupan.

Los anfibios pueden ser contados cuando se concentran en las áreas en que se reproducen. Sin embargo, algunos individuos, particularmente las hembras, pueden no movilizarse en todas las estaciones de reproducción a estas áreas de agregación. La temporada de reproducción generalmente es de corta duración en especies de clima templado y de mayor duración en especies tropicales, y es muy impredecible en duración y ocurrencia en especies de ambientes áridos.

La mayoría de las especies de anfibios muestran actividad máxima después de la puesta del sol y su búsqueda durante las horas de luz resulta a menudo poco productiva. Al depender los anfibios de ambientes húmedos, muchas especies de ranas, sapos y salamandras viven asociados a cuerpos de agua, permanentes y temporales, donde pueden ser observados y capturados.

Los reptiles son generalmente difíciles de observar, sobre todo los de talla corporal pequeña. El avistamiento de los reptiles varía marcadamente con la temperatura ambiental, ya que de ésta depende su temperatura corporal, por lo que es recomendable efectuar conteos de estos organismos durante periodos estandarizados en condición climática y en tiempo, sobre todo cuando se pretende comparar distintas poblaciones.

Métodos para la estimación de atributos de las poblaciones

Una serie de métodos han sido probados para estimar una serie de atributos de las poblaciones y comunidades de anfibios y reptiles como la abundancia (número de organismos de cada especie), la riqueza de especies (número de especies diferentes), la densidad (número de organismo por unidad de área) y el tamaño poblacional (número de individuos en una población). Se describen a continuación los métodos más utilizados:

Colecta oportunista. Es la búsqueda no sistemática de organismos a diferentes horas del día o estaciones del año, o bien la búsqueda intensiva bajo condiciones climáticas particulares que favorezcan la presencia de organismos. Los recorridos nocturnos caminando o en vehículo también entran en esta categoría.

Encuentro visual. Consiste en la observación y conteo de organismos a lo largo de trayectos de distancia fija o bien aleatorios, generalmente durante un período de tiempo fijo.

Colecta de tiempo limitado. Es la búsqueda para la captura de organismos incidiendo en un ambiente o microambiente específico, en un tiempo determinado.

Transectos. Son recorridos de longitud previamente establecida que permiten evaluar diferencias faunísticas entre varias áreas (gradientes topográficos, gradientes de hábitat, zonas con diferentes tipos de vegetación, etc.).

Cuadrantes. Son áreas delimitadas sobre el terreno, de tamaño conocido, para identificar y contar a todos los individuos ahí presentes. Los resultados a obtener dependen del tamaño, forma y número de cuadrantes utilizados y si el hábitat es homogéneo o heterogéneo.

Cuadrantes en hojarasca. Cuadrantes de área relativamente pequeña para la búsqueda intensiva de organismos que viven en el suelo en sitios con gran acumulación de materia orgánica.

Remoción de individuos. Es la extracción física o por marcado consecutivo de los organismos para contabilizarlos en un área dada, generalmente de por lo menos una hectárea de superficie. Este método es efectivo en el caso de especies muy visibles o de fácil captura en ambientes abiertos y supone que (1) el tamaño de la población a muestrear se reduce proporcionalmente en cada etapa de remoción, y (2) la tasa de disminución de las nuevas remociones está en relación directa con el tamaño de la población.

Captura–recaptura. Es un método que se basa en la probabilidad potencial de recapturar individuos marcados previamente una vez que son liberados para reincorporarse a su población de origen. Al efectuar muestreos consecutivos se registra el número de individuos recapturados ya marcados y aquellos sin marcar. Estos últimos son también marcados y todos liberados de nuevo. Durante estos estudios se realizan múltiples muestreos, donde la probabilidad de recaptura de los organismos previamente marcados dependerá del tamaño de la población a la cual se está reincorporando. La probabilidad de recapturar al mismo individuo será menor en la medida que la población

a la que se reincorpore sea de mayor tamaño. Este método resulta eficiente en rutinas de muestreo intensivo o a largo plazo y es más efectivo con lagartijas diurnas, tortugas, cocodrilos y algunos anfibios en comparación con las serpientes. En el Cuadro 1 se comparan las características de la información que se obtiene con cada método, así como su costo, la inversión de tiempo y los requerimientos de personal.

Cuadro 1. Comparación de métodos empleados para estimar atributos poblacionales de anfibios y reptiles y la información que se obtiene con cada uno. El tiempo necesario para llevarlos a cabo en el campo, el costo y los requerimientos de personal se anotan de manera relativa entre métodos.

Método de evaluación	Información a obtener	Inversión de tiempo	Costo	Requerimiento de personal
Colecta oportunista	abundancia relativa, riqueza de especies	bajo	bajo	bajo a medio
Encuentro visual	abundancia relativa, riqueza de especies	bajo	bajo	bajo
Colecta de tiempo limitado	abundancia relativa, riqueza de especies	medio	bajo	medio
Transectos	abundancia relativa, riqueza de especies, densidad	Medio a alto	bajo	bajo a medio
Cuadrantes	abundancia relativa, riqueza de especies, densidad	alto	bajo a medio	medio a alto
Cuadrantes en hojarasca	abundancia relativa, riqueza de especies, densidad	alto	bajo a medio	medio a alto
Remoción de individuos	abundancia relativa, riqueza de especies, densidad	medio a alto	medio	medio a alto
Captura–recaptura	abundancia relativa, densidad tamaño de la población	medio a alto	medio a alto	medio a alto

Técnicas para la captura y contención

Captura directa

Para la captura de adultos y larvas de anfibios resulta útil una red con cabo de madera o metal. Las colectas nocturnas de ranas y sapos son muy productivas en época de

reproducción durante la temporada de lluvias (Fig. 1), ya que los machos tienen cantos característicos que permiten detectarlos en esa temporada. Salamandras y pequeñas ranas de hojarasca se pueden capturar levantando troncos podridos, rocas y removiendo hojarasca acumulada en el suelo, capturando los ejemplares con la mano.

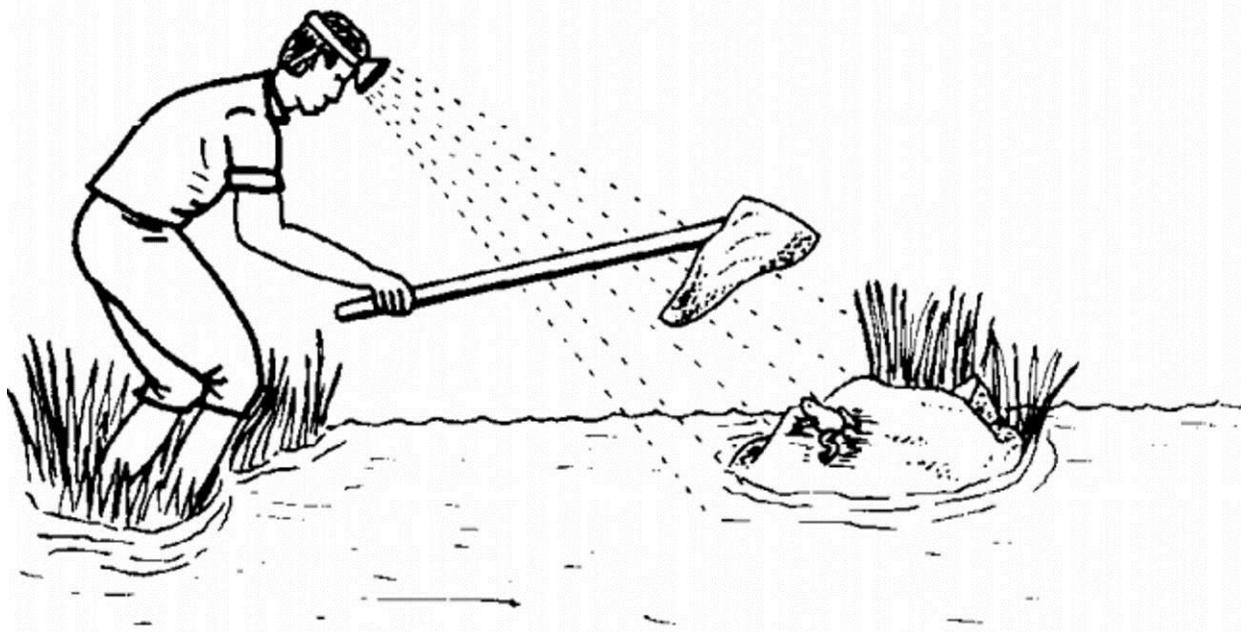


Figura 1. Colecta nocturna de ranas y sapos (tomado de Casas-Andreu *et al.* 1991).

Los transectos de franja o de línea así como otros diseños de recorridos pueden ser usados para cuantificar a las especies de reptiles mas conspicuas en un área (Heyer *et al.* 2001) (Fig. 2).

El número de individuos contados en los sitios de oviposición se usa como un valor de abundancia. En pozas pequeñas, por ejemplo, es posible contar a prácticamente todos los anfibios adultos presentes. Los conteos por unidad de tiempo se usan en cuerpos de agua de mayores dimensiones para obtener índices de abundancia. Los transectos de franja o los cuadrantes pueden emplearse para contar anfibios tanto en cuerpos de agua o sobre tierra.

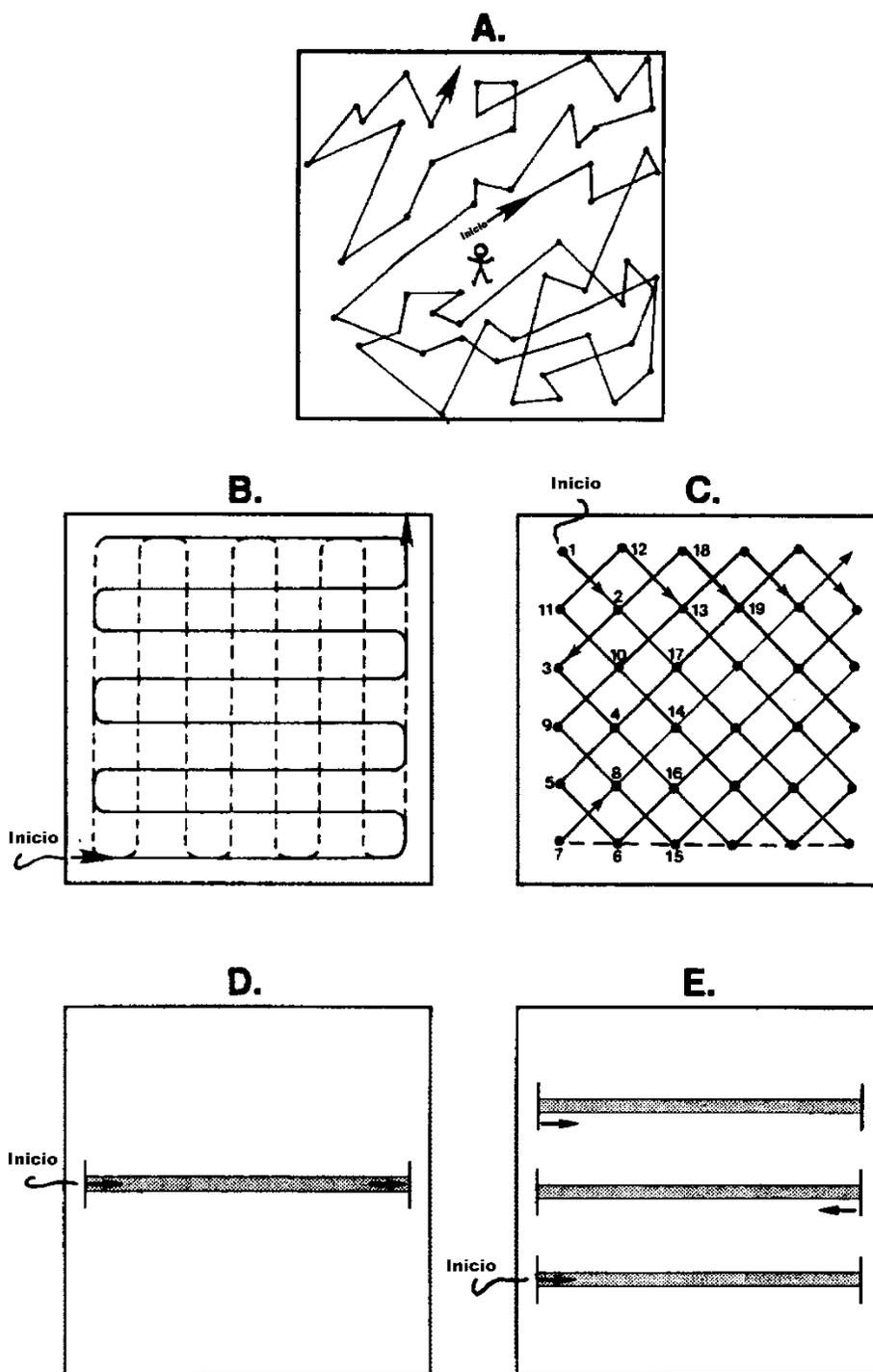


Figura 2. Diseños experimentales para el conteo de anfibios y reptiles por encuentros visuales. A) Recorrido aleatorio B) y C) Variantes del diseño de cuadrante D) Transecto sencillo E) Transecto múltiple paralelo (modificado de Heyer *et al.* 2001).

Muchas especies de reptiles pueden atraparse manualmente al buscarlas en su ambiente, por ejemplo debajo de rocas y troncos y otros objetos en los que se pueden esconder. Es recomendable usar guantes de cuero al buscar reptiles o revisar trampas, especialmente cuando hay riesgo de encontrar serpientes venenosas.

El uso de una lazada de cuerda delgada sujeta al extremo de una vara o de una caña de pescar es una técnica efectiva para atrapar por el cuello a lagartijas de diversos tamaños y de comportamiento huidizo cuando se posan momentáneamente en lugares al alcance de una persona (Fig. 3).

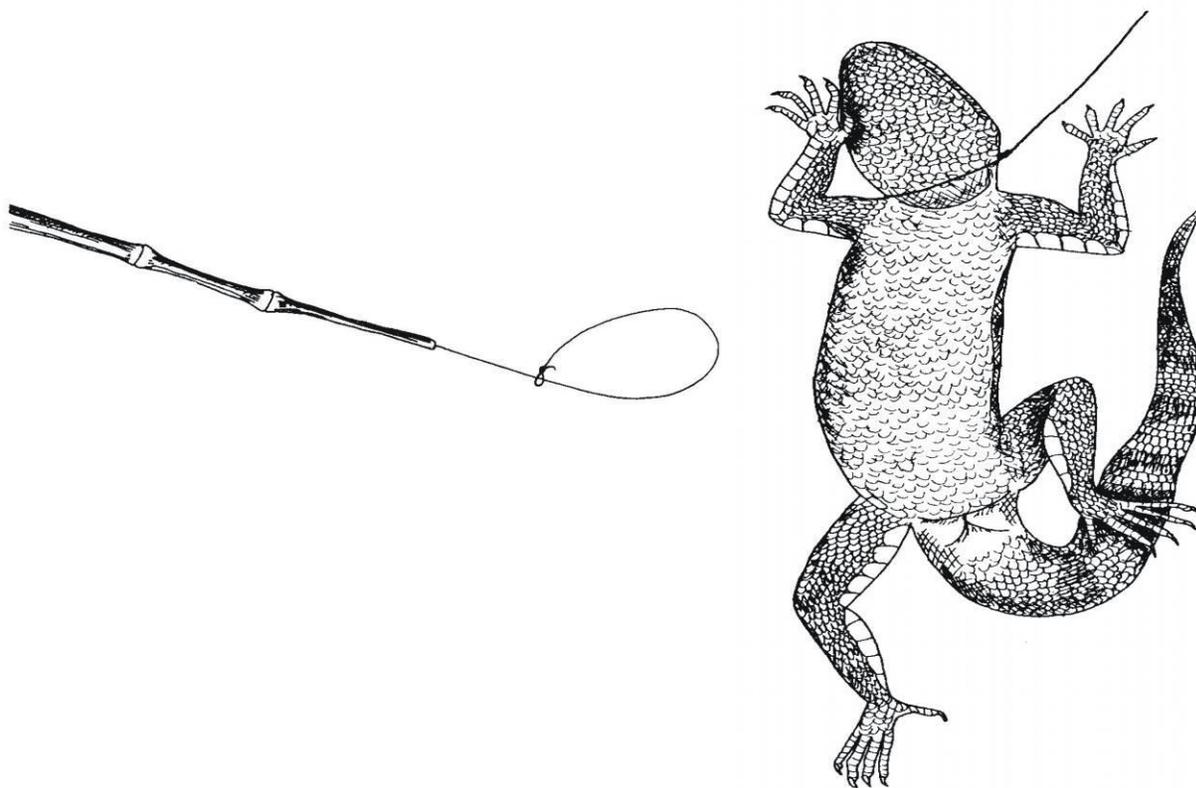


Figura 3. Lazo montado en una vara o caña de pescar y lagartija lazada por el cuello (tomado de Vanzolini y Nelson 1990).

Los ganchos o bastones herpetológicos (Fig. 4) son de gran ayuda para la captura de reptiles ya que al remover hojas, piedras, troncos, ramas, etc., se puede evitar una mordedura además de no maltratar a los organismos por capturar. Las

lagartijas también se pueden capturar por medio de ligas de hule gruesas, lanzándolas al estirarlas con un dedo y orientadas hacia el individuo, de manera que al golpearlo produzcan una inmovilización temporal que permite atraparlo.

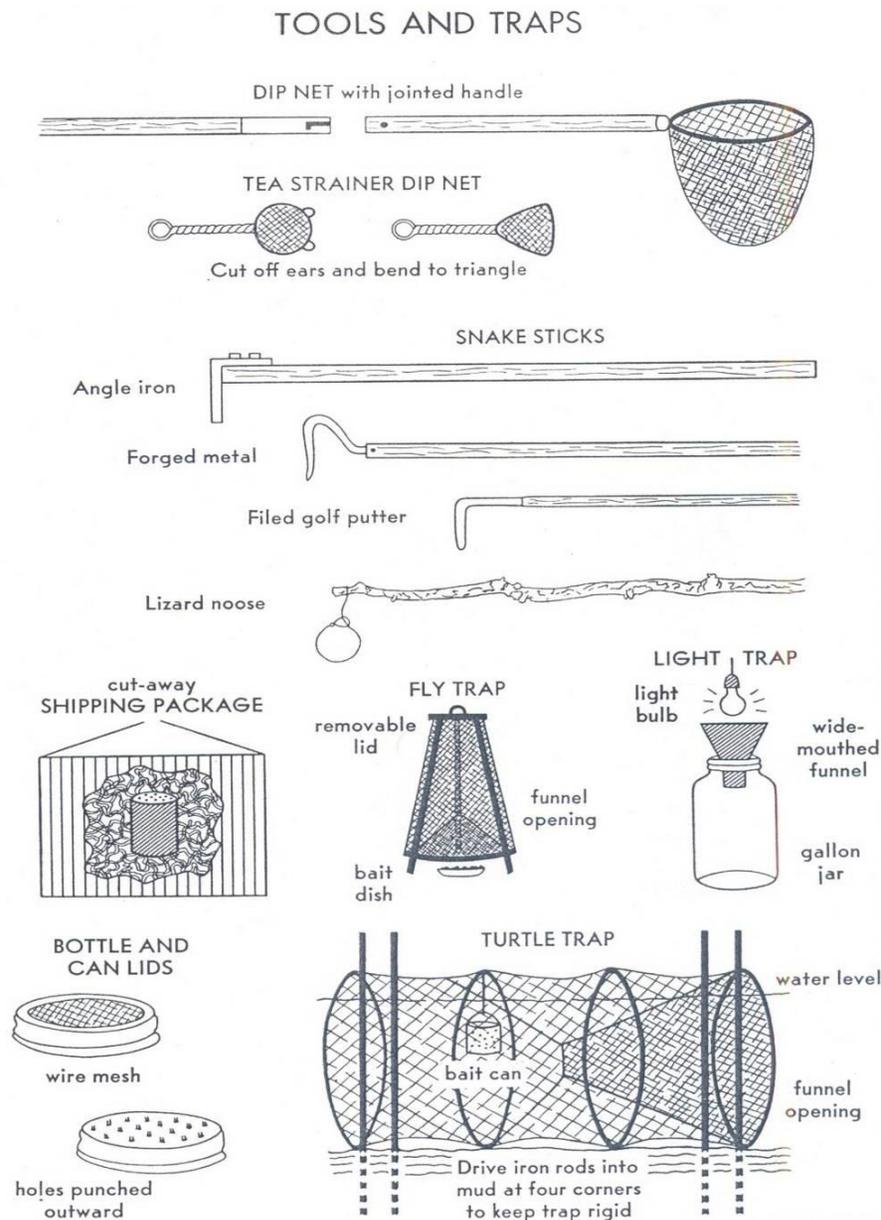


Figura 4. Algunos instrumentos y trampas para capturar anfibios y reptiles: redes, ganchos herpetológicos, lazos y nasas (tomado de Conant 1958).

La captura de serpientes requiere de un procedimiento que consiste en inmovilizar la cabeza. Primero se sujeta la cabeza con un bastón herpetológico contra el suelo en un lugar firme y se toma de la parte posterior de la cabeza con los dedos pulgar y medio, al mismo tiempo colocando el dedo índice en la parte superior, con la otra mano se sujeta el cuerpo (Fig. 5), posteriormente se deposita en una bolsa de tela, introduciendo primero la parte posterior, el saco debe torcerse, doblarse y amarrarse en el extremo (Fig.6), es conveniente transportar la bolsa alejada del cuerpo y no es recomendable que un solo colector lleve una serpiente venenosa, ya que podría necesitar ayuda en caso de una mordedura (Casas–Andreu *et al.* 1991).

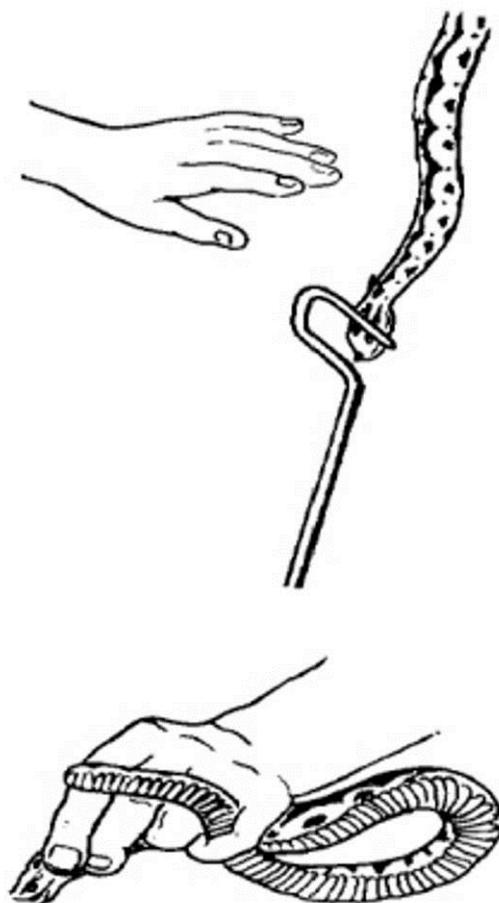


Figura 5. Manipulación de una serpiente para inmovilizarla (tomado de Ferri 1992).

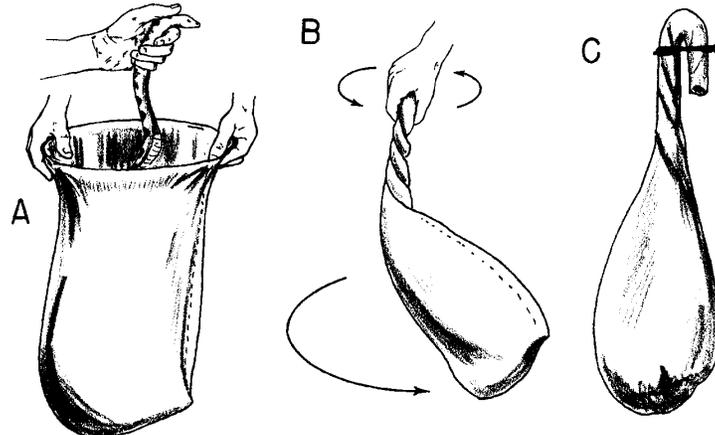


Figura 6. Embolsado de un serpiente para transportarla (tomado de Knudsen 1972).

Captura con trampas y barreras de desvío

Las trampas terrestres con barrera de desvío han sido ampliamente utilizadas en inventarios de la herpetofauna, debido a su efectividad en la captura de reptiles y anfibios que difícilmente se pueden capturar por otros métodos. Se han probado diferentes materiales con la finalidad de facilitar su instalación y disminuir costos. Como su nombre lo indica, este tipo de trampa consiste en construir una barrera física que impide el libre tránsito de los animales que deambulan en un área dada (Figs. 7 y 8) los que pueden ser atrapados al entrar en trampas de foso y/o trampas de cilindro o de embudo colocadas junto a la barrera.

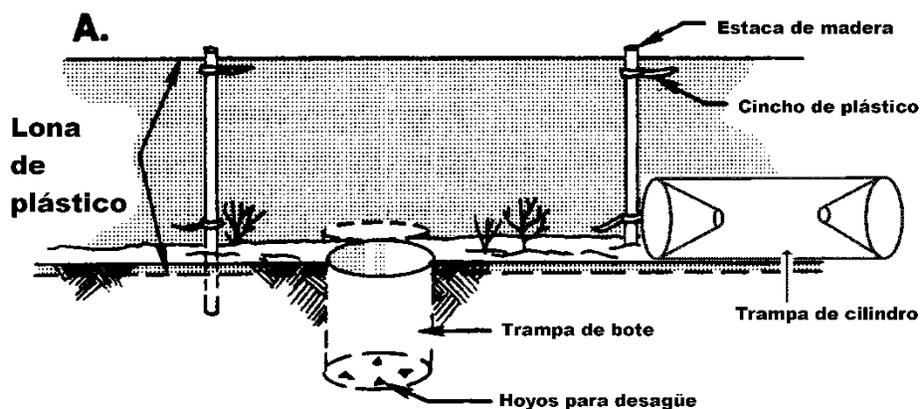


Figura 7. Trampa terrestre de cerco de desvío en combinación con trampas de fosos (bote) y de cilindro (modificado de Heyer *et al.* 2001).



Figura 8. Instalación de una barrera de desvío (Fotografía M. A. De la Torre-Loranca).

El material de la barrera puede ser lona de plástico o lámina de aluminio o galvanizada enterrado en el suelo 10 cm y con al menos 50 cm sobre el suelo para atrapar a los organismos que entran y salen del área. Las trampas de foso son cubetas o botes de 5 a 20 litros de capacidad que se instalan junto a la barrera enterrados a ras de suelo y separadas entre de 5 a 10 m dependiendo de la longitud de la barrera (Fig. 9). Cada trampa de foso requiere de orificios de drenaje en el fondo y de una cubierta de madera o plástico levantada del suelo unos 5 cm. La revisión de las trampas se realiza visitando cada una diariamente o en días alternados.

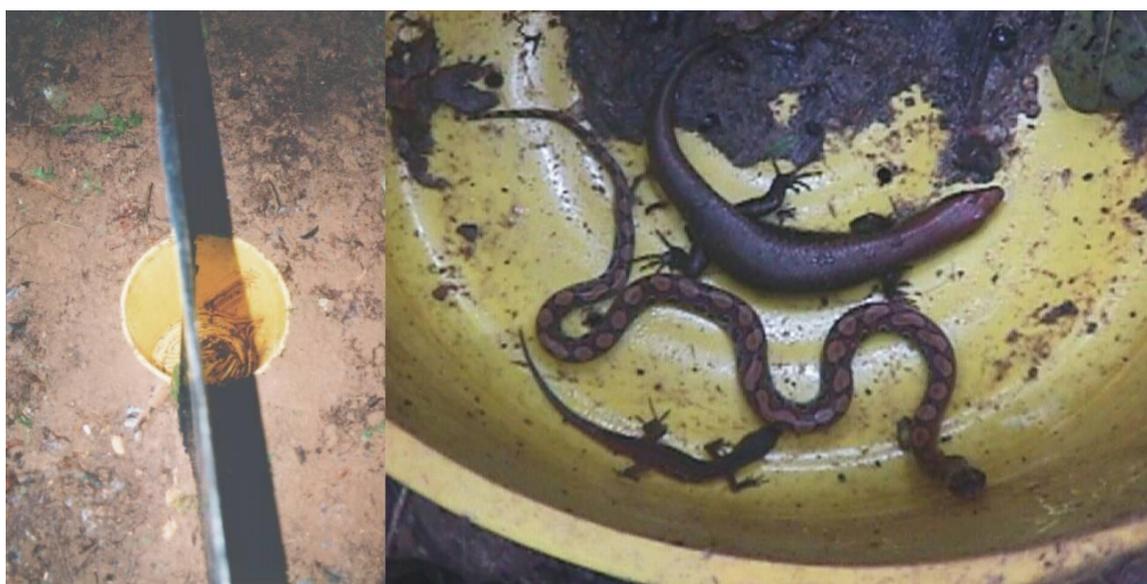


Figura 9. Trampa de foso bajo la barrera de desvío y organismos capturados en la trampa (Fotografía M.A. De la Torre-Loranca).

El arreglo de las líneas de trampas puede variar dependiendo del ambiente en que se instalen, y por lo general la topografía del área de muestreo determinará la longitud promedio de las líneas, aunque es conveniente que no sea menor a 10 m. Al plantear estos arreglos debe tenerse en cuenta un diseño que permita abarcar todos los ambientes o microambientes disponibles para incrementar la posibilidad de capturar más especies de anfibios y reptiles. Algunos ejemplos de arreglos se dan en las Figs. 10 y 11.

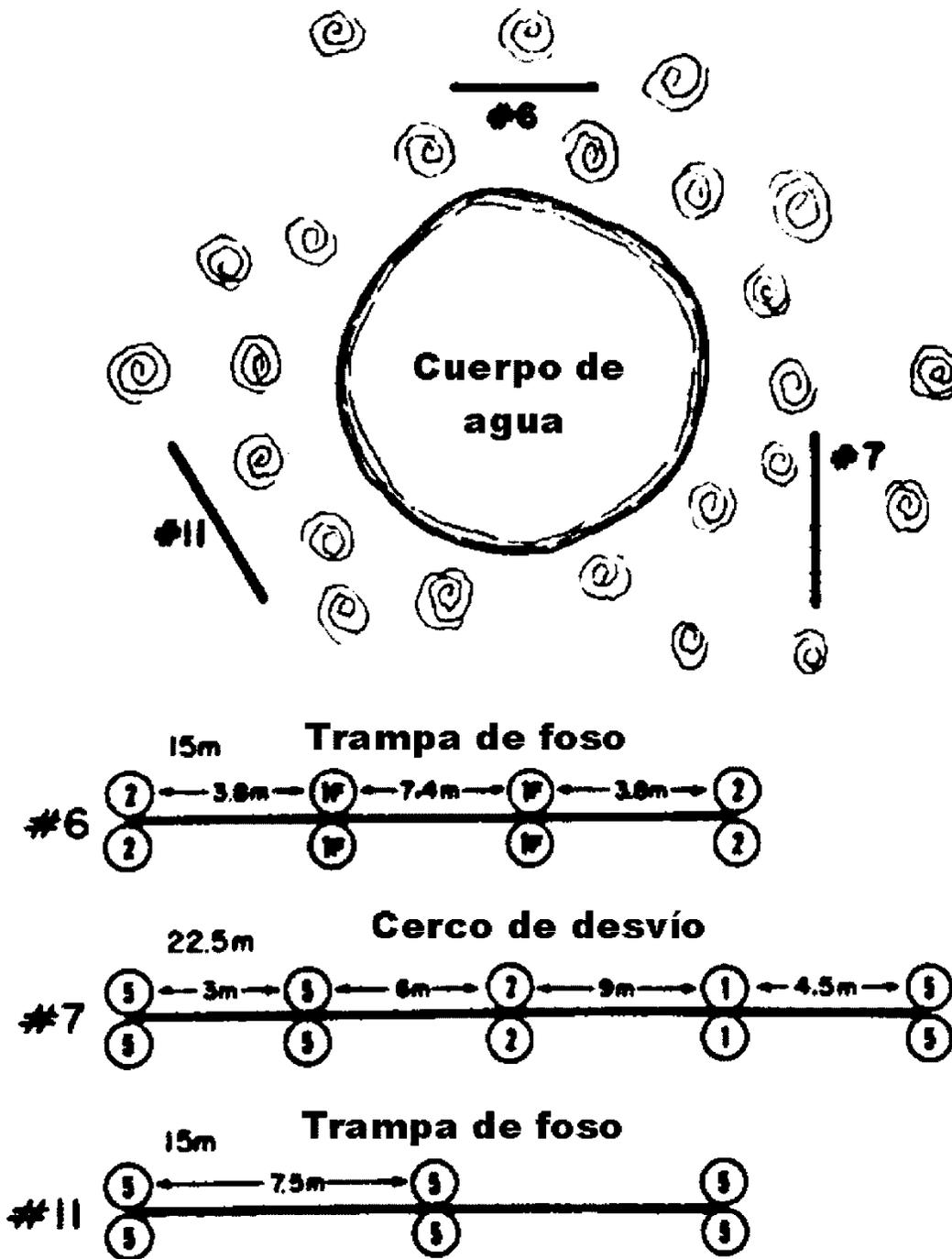


Figura 10. Posibles arreglos de cercas de desvío con trampas de foso y su ubicación alrededor de un cuerpo de agua (modificado de Vogt y Hine 1982).

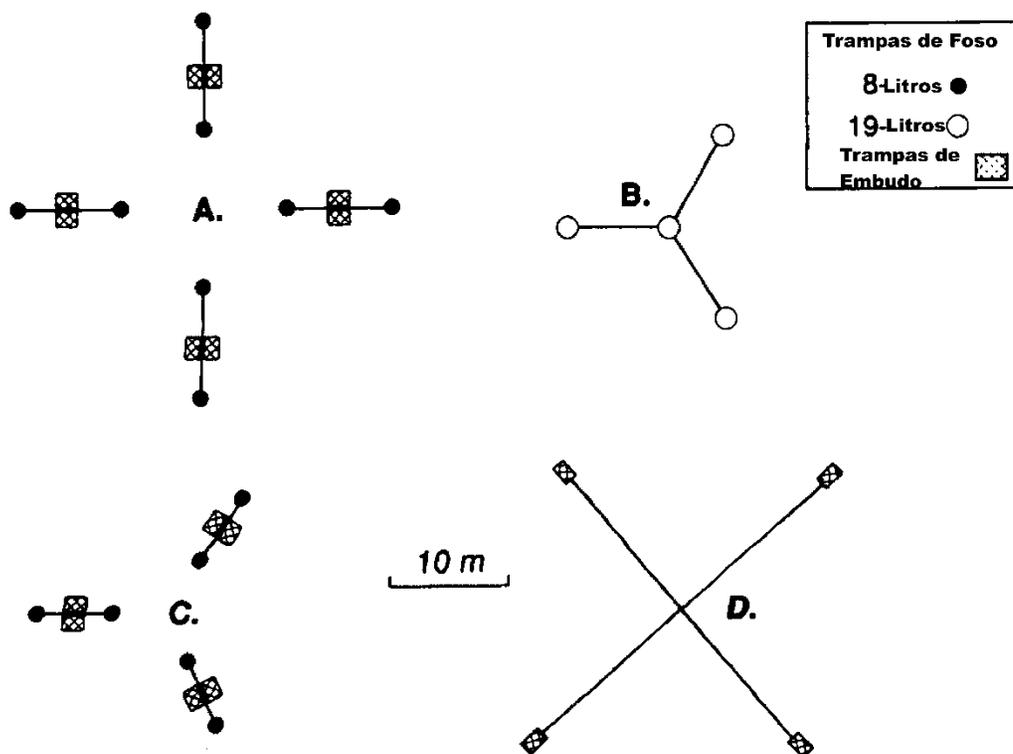


Figura 11. Posibles arreglos de cercas de desvío con trampas de foso y de embudo (modificado de Heyer *et al.* 2001).

Para instalar las trampas es recomendable realizar un recorrido de exploración en cada sitio de muestreo, para determinar los principales ambientes y la extensión de los mismos, calculando el número de líneas que podrán ser trazadas. Posteriormente se realizan las siguientes actividades:

- a) Si el ambiente es cerrado, limpiar un transecto de aproximadamente 1 m de ancho
- b) Enterrar cada 2 m postes de madera de 1 m de altura para sujetar el material que servirá como barrera
- c) Colocar la barrera enterrándola en la franja trazada
- d) Tensar bien toda la lona o lámina y verificar que al nivel del suelo pase por en medio de las trampas de foso

Estas trampas pueden ser desmontadas rápidamente, permitiendo que no sean una barrera permanente para los animales y se habitúen a su presencia y traten de evitarla. La desactivación del sistema de trampeo consiste en bajar la lona de plástico y tapar los botes a ras de suelo.

Captura en ambientes acuáticos

Para la captura de anfibios y reptiles acuáticos se utilizan trampas de tipo nasa con uno o varios embudos en su interior (formando compartimentos en donde quedan atrapados los individuos) acopladas a una red de desvío (Vogt 1980) (Fig. 12). De manera similar a las barreras de desvío que se usan en ambientes terrestres, estas trampas se colocan de manera individual o en conjuntos para cubrir áreas pequeñas o grandes en humedales, arroyos, lagunas y orillas de ríos. Pueden permanecer colocadas por varios días y requieren de ser revisadas por la mañana y tarde. Este método permite capturar tortugas, cocodrilos, anfibios y serpientes acuáticas.



Figura 12. Trampa tipo nasa con red de desvío. Tortuga capturada en una nasa (Fotografía G. Aguirre).

Otro tipo de trampa conocida como trampa de foso flotante (Fig.13) es particularmente útiles para atrapar tortugas dulceacuícolas que se asolean con frecuencia.

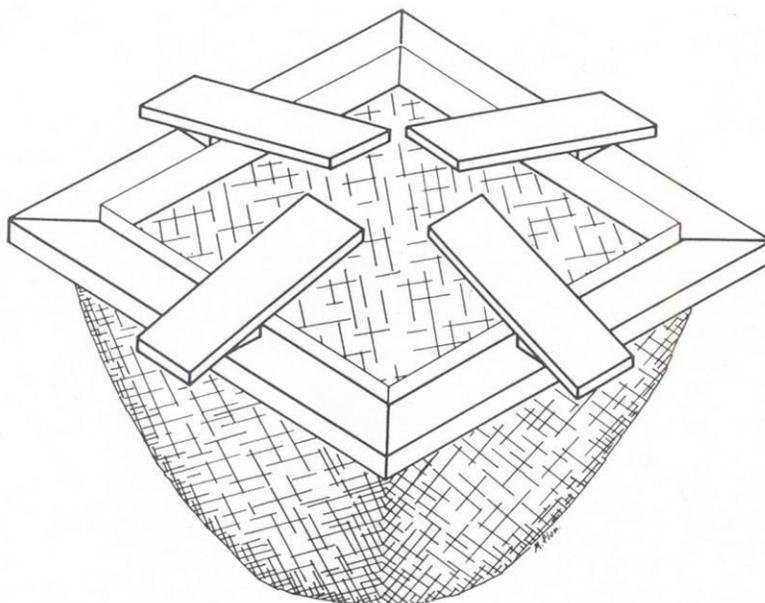


Figura 13. Trampa de foso flotante para tortugas dulceacuícolas (modificado de Plummer 1979).

Para contener organismos de mayor tamaño como los cocodrilos adultos es necesario emplear un bastón domador con lazada de cable de acero para cerrar el hocico del animal y poder manipularlo.

Marcado de organismos

Una parte importante del trabajo de campo consiste en obtener información que nos permita determinar la abundancia de las diferentes especies del área de estudio, por lo que es necesario marcar a los organismos para registrar las capturas y las recapturas en caso de que se hagan.

Tortugas: Cada organismo se marca con una clave única, por medio de pequeñas incisiones o perforaciones en las escamas marginales del caparazón, esta técnica permite marcar un gran número de organismos, facilitando identificarlos en recapturas sucesivas (Cagle 1939, Aguirre–León y Cázares–Hernández 2009) (Fig. 14).

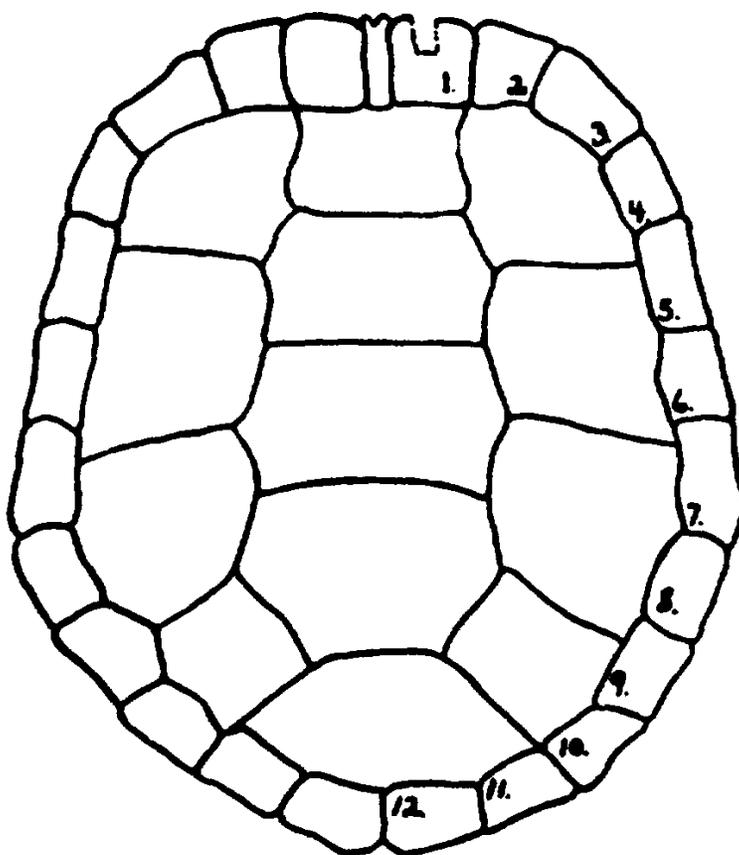


Figura 14. Ejemplo de un método de marcaje utilizado en tortugas (tomado de Cagle 1939).

Anfibios y lagartijas: Estos organismos pueden ser marcados individualmente por el método de corte de falanges en patas y manos. En este caso se asigna una codificación a cada falange y se cortan solamente las puntas de las falanges que correspondan (Fig. 15), de manera que la locomoción del organismo no se vea afectada. Es recomendable administrar un antibiótico y/o antimicótico en crema vía cutánea (Donnelly *et al.* 1994).

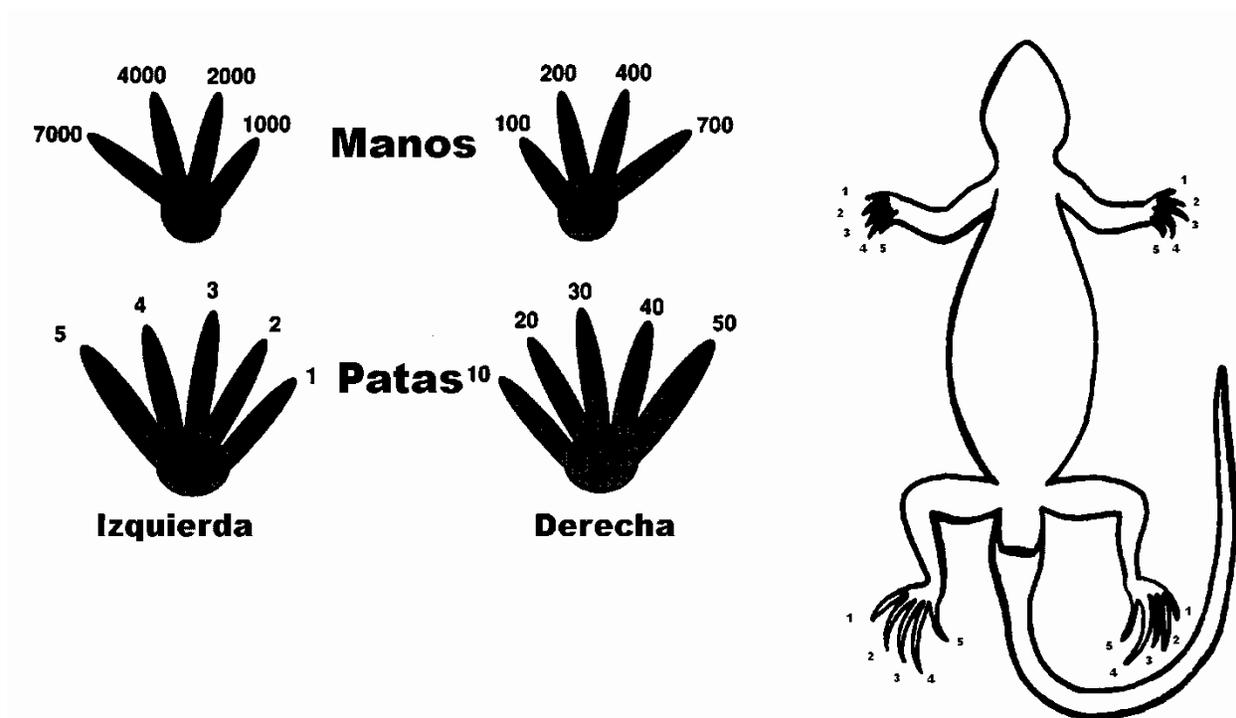


Figura 15. Ejemplo de codificación para el corte de falanges en anfibios y lagartijas (tomado de Donnelly *et al.* 1994).

Serpientes: Se marcan por corte de escamas ventrales, asignando un número a cada escama ventral en sentido ascendente desde la abertura de la cloaca hacia la cabeza. Se hace un corte con tijeras de la mitad de las escamas, siguiendo combinaciones basadas en un código de numeración (Fig. 16) (Brown y Parker 1976; Seigel y Collins 1993). Al cicatrizar el corte las escamas no regeneran y la marca se distingue después de varios meses o incluso años.

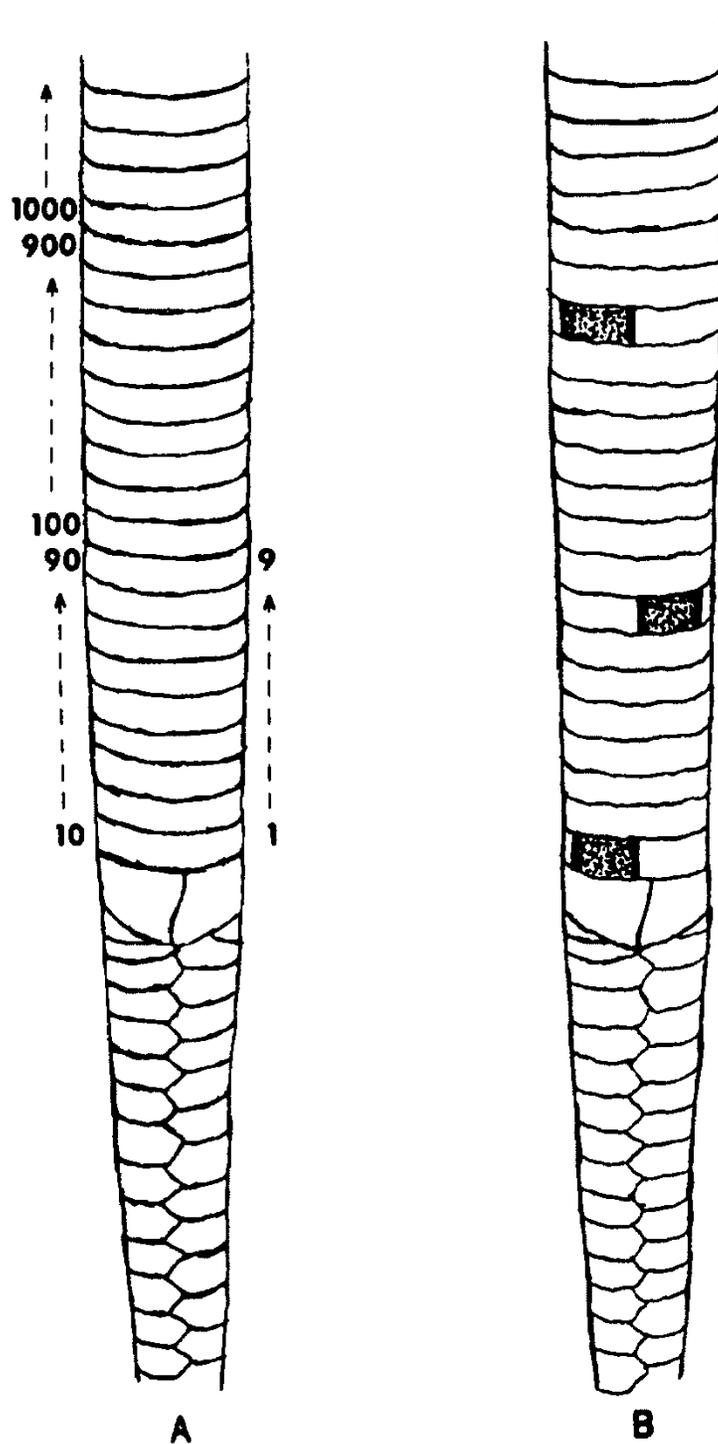


Figura 16. Sistema de marcaje para serpientes; A) Codificación del sistema de marcaje; B) Ejemplo de una serpiente marcada con el No. 718 (tomado de Ferner 1979).

Registro de datos individuales

Siempre que sea posible, es recomendable fotografiar los organismos capturados y que son liberados en su ambiente. Esto permite contar con un registro visual de identidad para reconocerlos al ser recapturados en estudios de largo plazo. Para cada organismo se registra la siguiente información: género y especie, localidad y en su caso número y tipo de trampa, fecha, hora de captura, tipo de vegetación, microhábitat, número de marca asignado, peso, sexo, y datos biométricos de acuerdo con el tipo de organismo (Pisani y Villa 1974) como se muestra en las figs. 17, 18 y 19.

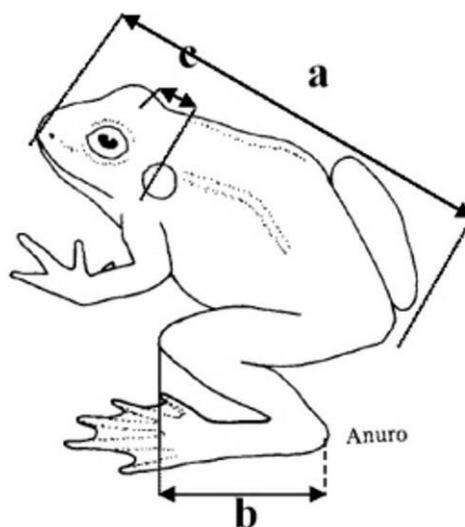


Figura 17. Medidas biométricas de ranas y sapos; (a) longitud hocico-cloaca, (b) longitud de la tibia, (c) ancho de la cabeza.

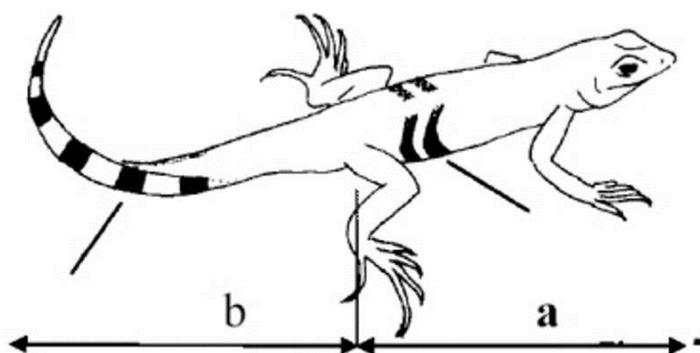


Figura 18. Medidas biométricas de lagartijas y salamandras; (a) longitud hocico-cloaca, (b) longitud de la cola.

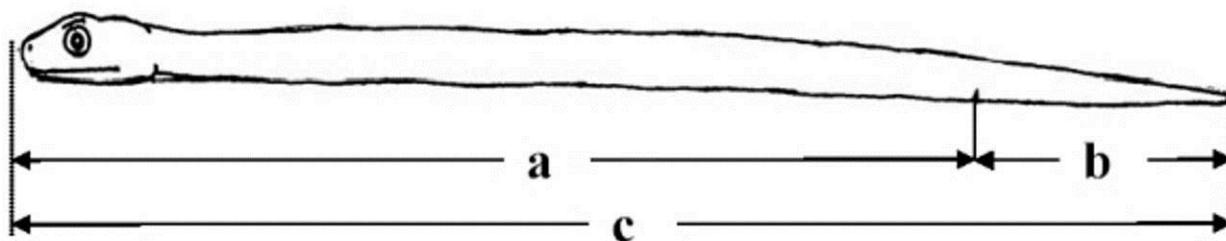


Figura 19. Medidas biométricas de serpientes; (a) longitud hocico-cloaca, (b) longitud cola, (c) longitud total.

Transporte de organismos

Los organismos recolectados se depositan en bolsas de plástico, contenedores de plástico, o sacos de lona delgada para ser transportados, cuidando que contengan humedad suficiente para evitar que se deshidraten y mueran. Para evitar daños a los individuos, conviene depositarlos en bolsas o contenedores por separado de acuerdo con el sitio de captura y la especie.

Fijación y preservación de organismos

De los organismos colectados preferentemente sólo se fijarán aquellos que no puedan identificarse en el campo, tratando de no sacrificar especies muy comunes o encontradas fácilmente en otras colecciones.

El sacrificio de los animales debe ser rápido, evitando daños o lesiones. En los reptiles se inyecta cerca del corazón un anestésico como el pentobarbital sódico (Anestosal de uso veterinario), y los anfibios se introducen en un frasco con alcohol al 20%; al morir cada organismo se debe etiquetar para un mejor control (Casas–Andreu *et al.* 1991).

Una vez muertos los ejemplares, se inyectan con una solución de formol al 10% en cavidades y masas musculares (Fig. 20).

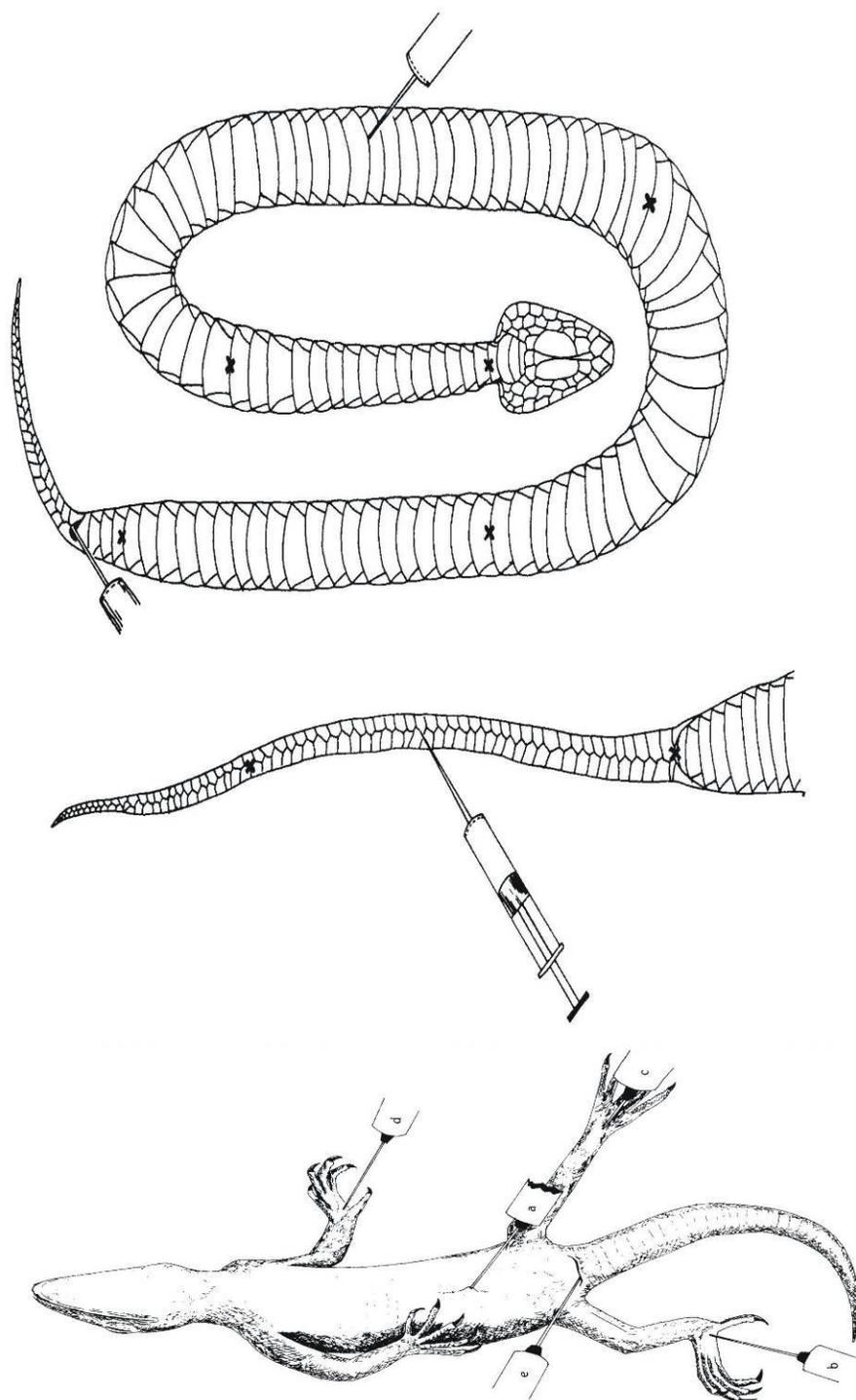


Figura 20. Localización tónica para inyectar serpientes y lagartijas (tomado de Vanzolini y Nelson 1990).

Una vez inyectados, los ejemplares se colocan boca abajo en una caja de plástico entre dos toallas de papel empapadas con suficiente formol, con la cola doblada para el frente, las patas en posición y los dedos separados si se trata de lagartijas; las serpientes se enrollan. La posición descrita para fijarlos es conveniente para su revisión y la cola doblada no se rompe, ni requiere de frascos muy grandes al incluirlos en una colección (Fig. 21); la fijación adecuada se reconoce cuando al levantar el organismo no pierde su posición, lo que requiere de 1 a 2 semanas dependiendo del tamaño corporal. Posteriormente se sacan de la caja húmeda y se introducen en alcohol al 70%, a estos organismos preservados se les asigna un número de colección (Vanzolini y Nelson 1990; Casas–Andreu *et al.* 1991).

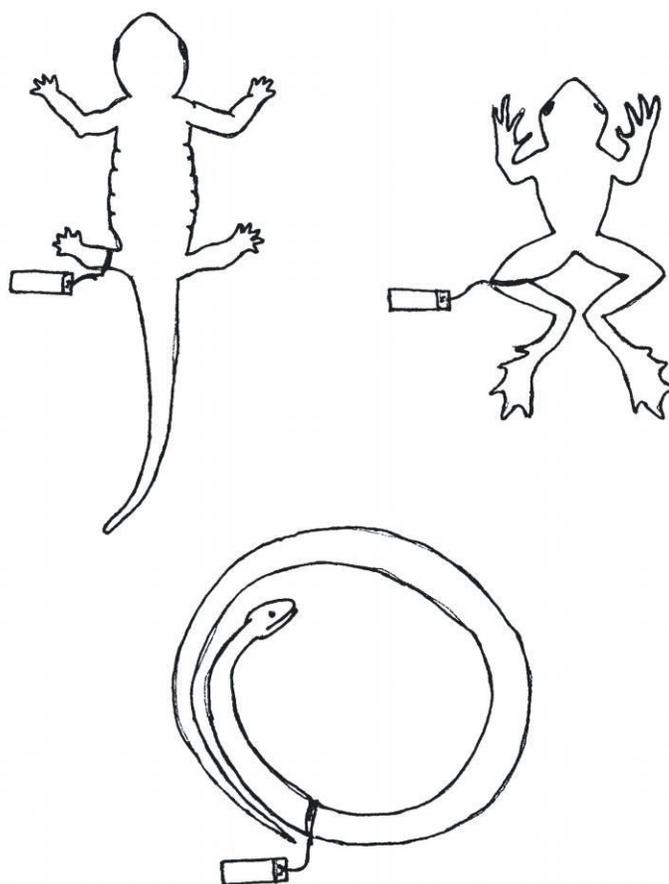


Figura 21. Posiciones correctas para fijar (a) salamandras y lagartijas, (b) ranas y (c) serpientes (Tomado de Casas–Andreu *et al.* 1991)..

BIBLIOGRAFIA

- Aguirre–León, G. y E. Cázares Hernández. 2009. Técnicas de campo para el inventario y monitoreo de anfibios y reptiles. Pp. 269–300. In: Moreno–Casasola, P. y B. Werner (Eds.) *Breviario para describir, observar y manejar humedales*. Serie Costa Sustentable No. 1. RAMSAR, Instituto de Ecología, A.C., CONANP, US Fish and Wildlife Service, United States Department of the Interior.
- Brown, W.S. y W.S. Parker. 1976. A ventral scale clipping system for permanently marking snakes (Reptilia, serpents). *Journal of Herpetology* 10:247–249.
- Cagle, F.R. 1939. A system of marking turtles for future identification. *Copeia* 1939:170–173.
- Casas–Andreu, G., G. Valenzuela–López y A. Ramírez–Bautista. 1991. *Como hacer una colección de Anfibios y Reptiles*. Instituto de Biología, UNAM, Cuadernos No. 10, México.
- Conant, R. 1958. A field guide to reptiles and amphibians of eastern central North America. Houghton Mifflin Co., Boston.
- Donnelly, M.A., C. Guyer, J.E. Juterbock y R.A. Alford. 1994. Handling live amphibians. Pp. 277–284. In: Heyer, E.R., M.A. Donnelly, R.W. McDiarmid, L.A.C. Hayek, y M.S. Foster (Eds.). *Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington and London.
- Ferner, J.W. 1979. A review of marking techniques for amphibians and reptiles. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, *Herpetological Circular* 9.
- Ferri, V. 1992. El libro de las serpientes de todo el mundo. Editorial de Vecchi, S.A., Barcelona.
- Heyer, E.R., M.A. Donnelly, R.W. McDiarmid, L.A.C. Hayek y M.S. Foster. (Eds.). 2001. *Medición y monitoreo de la diversidad biológica. Métodos estandarizados para anfibios*. Smithsonian Institution Press/ Editorial Universitaria de la Patagonia.
- Knudsen, J. W. 1972. *Collecting and preserving plants and animals*. Harper & Row, Publishers, New York.

- Pisani, G.R. y J. Villa. 1974. Guía de técnicas de preservación de anfibios y reptiles. Society for the Study of Amphibians and Reptiles. *Circular Herpetologica* 2.
- Seigel, R.A., y J.T. Collins. 1993. *Snakes: Ecology and Behavior*. McGraw–Hill Co., New York.
- Vanzolini, P.E. y P. Nelson. 1990. *Manual de recolección y preparación de animales* (2da. ed.). Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- Vogt, R.C. 1980. New methods for trapping aquatic turtles. *Copeia* 1980:368–371.

Capítulo 4

METODOS PARA CONTAR AVES TERRESTRES

Fernando González–García

INTRODUCCION

Las aves son contadas por una amplia variedad de razones y por un amplio rango de métodos. Sin embargo, el método apropiado para un estudio en particular se convierte en más obvio si hay un claro propósito especificado con anterioridad. El método es apropiado si contesta la pregunta o las preguntas planteadas por los investigadores. Por lo tanto la selección de un método de muestreo en particular dependerá de la pregunta del investigador y del tiempo y de los recursos tanto económicos como humanos disponibles para realizar el muestreo (Bibby *et al.* 1992, Wunderle 1994).

Los ornitólogos (profesionales del estudio de las aves) han usado una variedad de técnicas para estimar la abundancia, riqueza, densidad, composición y distribución de las poblaciones de aves. Una variedad de métodos para monitorear y evaluar a las poblaciones de aves están disponibles (Ralph y Scott 1981, Verner 1985, Bibby *et al.* 1992, Ralph *et al.* 1996) pero tres son los más usados: puntos de conteo, conteos en trayectos y redes ornitológicas, el último de los cuales no incluye el uso de los sonidos, así que las dos primeras técnicas son más eficientes porque hacen uso de las vocalizaciones (Parker 1991, Angehr *et al.* 2002). Los sonidos de las aves son el medio más eficiente para censar a las aves, sobre todo en los trópicos (Parker 1991, Riede 1993, Kroodsma *et al.* 1996).

Algunos estudios han incluido observadores que permanecen fijos durante un intervalo de tiempo establecido (p. ej. 10 minutos) y cuentan a todas las aves

detectadas en un punto (Wunderle 1985, Hutto *et al.* 1986) o que cuentan solamente aquellas aves detectadas a una distancia determinada del observador (Wunderle *et al.* 1992) antes de pasar al próximo punto. En otros casos, el observador cuenta y totaliza aves mientras camina despacio a lo largo de un trayecto en línea (Lord 1961, Gómez de Silva *et al.* 1999). En algunos casos, además de contar aves, el observador mide la distancia entre las aves y el trayecto, o entre las aves y un punto de conteo de radio fijo o ilimitado (Emlen 1977, Estades *et al.* 2006, Gómez–Montes y Bayly 2010, MacGregor–Fors *et al.* 2010a) o cuenta solamente las aves a una distancia determinada del trayecto (Vilella y Zwank 1987), es decir, cuenta aquellas aves dentro en un determinado ancho de banda o las asignan a un determinado ancho de banda a partir de la distancia perpendicular al trayecto (Gómez–Montes y Bayly 2010). Otro tipo de estudios incluyen la reproducción de la grabación del canto (playback) u otras vocalizaciones de ciertas especies raras y sigilosas para inducir una respuesta y documentar su ocurrencia, residencia, distribución en el hábitat, riqueza y su abundancia (Wunderle 1992, Legare *et al.* 1999, Richmond *et al.* 2008), o una combinación de métodos, por ejemplo el uso de recuentos en punto y el uso de redes ornitológicas, uso de radioemisores y playback (Blake y Loiselle 2005, Derlindati y Caziani 2005, Estades *et al.* 2006, Stouffer 2007).

La captura de aves en redes ornitológicas también brinda una indicación de abundancia, composición y riqueza (Wunderle *et al.* 1987, Estades *et al.* 2006). Finalmente también se pueden obtener estimados de densidad (aves por unidad de área) al ubicar en un mapa la posición de aves territoriales no marcadas (Recher 1970, Stouffer 2007) o a través de métodos más intensivos que requieren para su captura de redes ornitológicas donde las aves son individualmente marcadas con una combinación de anillos de color. Una vez marcadas las aves se liberan y posteriormente el observador se encuentra en la posibilidad de delimitar el territorio sobre un mapa como resultado de los avistamientos o “recapturas” de las aves marcadas (Holmes *et al.* 1989, Fedy y Stutchbury 2004). Recientemente, la abundancia, riqueza y composición de

especies de aves se ha evaluado a partir de técnicas acústicas, como la grabación de paisajes sonoros usando diferentes configuraciones y sistemas de grabación autónomos (Haselmayer y Quinn 2000, Rempel *et al.* 2005, Brandes 2008, Celis–Murillo *et al.* 2009, Hutto y Stutzman 2009). Con los métodos censales señalados anteriormente se puede generar información valiosa sobre abundancia, riqueza, densidad, composición y distribución de aves terrestres, principalmente de aves canoras (Wunderle 1994, Celis–Murillo *et al.* 2009).

En el presente documento se describen algunos de los métodos censales más conocidos y convencionales, así como el uso de muestreos acústicos apropiados para el muestreo de aves con énfasis en las aves terrestres, información basada principalmente en los trabajos de Bibby *et al.* (1992), Wunderle (1994), Ralph *et al.* (1996), Haselmayer y Quinn (2000), Ojasti y Dallmeier (2000), Buckland *et al.* (2008), Celis–Murillo *et al.* (2009).

REQUISITOS PARA LA REALIZACIÓN DE CENSOS

Cualquier método para el censo de poblaciones de aves terrestres debe cumplir y satisfacer ciertos requisitos básicos, los cuales se indican a continuación (Wunderle 1994):

- 1) Las aves deben identificarse correctamente, tanto visual como auditivamente.
- 2) Los esfuerzos de muestreo deben ser adecuados para detectar la presencia de la especie.
- 3) Los esfuerzos de muestreo deben ser adecuados para obtener estimados con la exactitud y precisión deseada.
- 4) Las diferencias detectadas por los observadores deben ser mínimas.
- 5) Las diferencias en detectabilidad entre especies deben ser mínimas.
- 6) Las diferencias en detectabilidad entre hábitats deben ser mínimas.
- 7) Las diferencias en detectabilidad entre años también deben ser mínimas.

Factores que afectan los resultados de un censo

El observador – Diferentes personas varían enormemente en su habilidad y experiencia para la correcta identificación de las aves, tanto visual como auditivamente, por lo tanto es esencial que los observadores se encuentren familiarizados con las aves de su área de estudio, incluyendo sus cantos y llamados, u otros indicios. Además, es posible que con la edad, los observadores varíen también en su capacidad visual y de escucha (Bibby *et al.* 1992, Ralph *et al.* 1996, Alldredge *et al.* 2007a). Para evitar sesgos es recomendable que los observadores reciban previo entrenamiento para que la generación de información y la aplicación de los métodos sean similares (Bibby *et al.* 1992, Ralph *et al.* 1996).

Hora del día – La mejor hora para llevar a cabo un censo es durante la mañana en vista de que las aves son mucho más activas. La actividad de las aves generalmente ocurre desde el amanecer hasta aproximadamente las 10 de la mañana. Es preferible que los censos comiencen 15 a 30 minutos después del amanecer. La actividad de las aves es baja al medio día pero se incrementa al atardecer. El uso de redes de niebla para la captura de aves puede efectuarse prácticamente durante todo el día, aunque la tasa de capturas tiende a disminuir al medio día en los hábitats calurosos y soleados (Bibby *et al.* 1992, Wunderle 1994).

Época del año – Las aves cantan en diferentes períodos del año, sin embargo, la mayor detección de las aves se obtiene durante la temporada reproductiva. Es más fácil detectar a las aves durante los censos realizados en la temporada reproductiva porque son vocalmente más activas, de ahí la importancia de conocer los sonidos de las aves. En México, las aves residentes son más activas vocalmente en la primavera y otras en el verano. Por lo tanto, el tiempo, la temporada de muestreo y los períodos de conteo deben estandarizarse. El censo y/o la captura de aves con redes de niebla pueden llevarse a cabo prácticamente en cualquier época del año. Si el objetivo es por

ejemplo, realizar un inventario de las aves de determinada zona, ambos tipos de muestreo (censos y uso de redes) podrían realizarse ya sea mensualmente, estacionalmente o al menos durante la temporada de lluvias o secas. En cambio, si el propósito es documentar cambios poblacionales, el recuento o la captura con redes debe hacerse cada año e idealmente en la misma época (Bibby *et al.* 1992, Wunderle 1994).

Condiciones climáticas – La actividad de las aves, así como las habilidades de los observadores pueden verse afectadas por malas condiciones climáticas. Los censos o en su caso la captura de aves con redes de niebla deberá llevarse a cabo bajo condiciones climáticas adecuadas y similares, es decir, los censos o captura no deben llevarse a cabo bajo vientos fuertes, lluvia, neblina densa o exceso de calor (Bibby *et al.* 1992, Wunderle 1994, Ralph *et al.* 1996).

Otras fuentes de sesgo durante los censos o recuentos, pueden ser: el incumplimiento de los supuestos del método de muestreo seleccionado, la no estandarización del esfuerzo y la velocidad durante el muestreo, las propias características del hábitat (las aves son más conspicuas en hábitats abiertos que cerrados), las propias especies de aves (diferentes especies de aves varían en su susceptibilidad de ser detectadas y contadas, unas son más ruidosas que otras), la actividad de las aves (la detectabilidad puede variar en función de la actividad de los individuos) y la densidad de las aves (a densidades altas el observador se puede ver rebasado por el número de aves a localizar, reconocer y contar) (Bibby *et al.* 1992, Wunderle 1994, Ralph *et al.* 1996).

MÉTODOS PARA REALIZAR CENSOS

Una vez que se han definido los objetivos del estudio, el siguiente paso es la selección de un método (Cuadro 1). Existe una variedad de métodos y cualquiera puede emplearse para detectar la presencia de una especie en un hábitat. Por ejemplo, si la especie de interés es rara o sigilosa, el uso de una reproducción de sus vocalizaciones grabadas (playback) puede aumentar la probabilidad de detección y su ocurrencia. Si lo que queremos obtener es una medida de su abundancia relativa (es decir, el número de individuos de la especie por punto de conteo, el porcentaje de puntos de conteo con uno o más individuos, el número de individuos por kilómetro de trayecto, etc.), entonces debemos recurrir a otros métodos. Las mediciones de abundancia relativa son útiles para fines comparativos, como la comparación entre hábitats o años. Sólo unos pocos métodos son apropiados para medir la densidad poblacional (es decir, el número de individuos por hectárea), pero afortunadamente la mayoría de las medidas de abundancia relativa son adecuadas para la mayoría de los propósitos. Finalmente, si el objetivo requiere medir la condición física de las aves, o medidas de supervivencia será necesario recurrir a la captura con redes ornitológicas, lo cual también nos puede generar información sobre la condición reproductiva de las aves, además de la toma de muestras sanguíneas, muestras de parásitos e incluso de la colecta de plumas para diversos fines (Ojasti y Dallmeier 2000).

Cuadro 1. Resumen de métodos para realizar censos y que tan apropiados resultan para objetivos específicos (Tomado y modificado de Wunderle 1994).

Método	Presencia Especie	Abundancia relativa	Tendencia poblacional	Densidad	Uso de hábitat	Condición	Supervivencia
Recuento en punto							
Sin estimado de distancia	R	X	X		X		
Radio variable	X	X	X		X		
Radio fijo	X	R	R		X		
Transectos							
Sin estimado de distancia	X	X	X				
Estimado de distancia variable	X	X	X	X			
Transecto de faja	X	X	X	X			
Representación en mapa estadístico							
Representación de mapa de aves marcadas	E	E	E	R	X		
Captura con redes ornitológicas			X			R	X

X = adecuado para lograr objetivo

E = excesivo, provee más detalles de los necesarios para lograr objetivo

R = Recomendado para nuestra área

ABUNDANCIA

¿Que debemos entender por abundancia?. La abundancia es la cantidad o número total de individuos que integran una población y es un atributo poblacional variable en el tiempo y el espacio e indica el estado o tendencia de una población en un momento o período dado. La abundancia se puede expresar en términos absolutos o sea el tamaño total de una población (N = número de individuos en la población) o densidad poblacional (D = número promedio de individuos por hectárea o kilómetro cuadrado) o por medio de índices de abundancia relativa (el número de individuos detectados por unidad de esfuerzo, es decir, número de individuos por hora, número de individuos por kilómetro o número de individuos por punto de conteo (Wunderle 1994, Ojasti y Dallmeier 2000, Estades *et al.* 2006).

Índices de abundancia relativa. Los índices de abundancia relativa constituyen el primer paso en la cuantificación de la abundancia. La premisa fundamental de los índices es que su valor es proporcional a la densidad real, es decir, son en esencia índices de densidad. Los índices no asumen que todos los individuos sean detectados, pero requieren que cada individuo tenga la misma probabilidad de ser detectado. Los índices permiten detectar la tendencia de variación de una población en el tiempo y de un sitio a otro, pero con un costo inferior a la estimación de la densidad (Ojasti y Dallmeier 2000).

La utilidad principal de los índices de abundancia estriba en el seguimiento y comparación de las tendencias poblacionales. Para generar datos realmente comparables se deben estandarizar todos los detalles metodológicos de tal forma que el trabajo se repita siempre de la misma manera, es decir, el método debe estandarizarse. Desde luego que los resultados varían también en función de la capacidad individual de cada observador para detectar a las aves, tanto auditiva como visualmente, por lo cual es conveniente contar con el mismo equipo observadores a lo largo del programa de monitoreo (Ojasti y Dallmeier 2000).

Índices directos. Los índices directos, son índices de abundancia relativa que se basan en conteos directos de aves detectados tanto visual como auditivamente por unidad de esfuerzo. Los índices pueden estar basados en distancia recorrida, tiempo recorrido y esfuerzo de captura.

Índices basados en distancia recorrida. Estos son los índices más utilizados y consisten en lo siguiente (Ojasti y Dallmeier 2000):

- a)** Se define la población a muestrear (especie, época, área o región).
- b)** Se define la longitud del recorrido. Si la variación temporal en un sitio es de interés, entonces se repiten periódicamente las mismas rutas pero no permiten extrapolar los resultados para otros lugares (Lord 1961, Morales *et al.* 1981, McCullough 1982,

Packard *et al.* 1986). Si el objetivo es comparar áreas, se diseñan las rutas a recorrer en cada área, procurando una intensidad de muestreo similar en cada sitio, y para generar datos comparables, hay que realizar los muestreos en la misma época. Los registros se llevan a cabo en las primeras horas de la mañana y de la tarde, caminando los trayectos a una velocidad de 1 km/h, con paradas frecuentes pero cortas, tratando de detectar e identificar visual y auditivamente a las aves presentes. Además de contar a las aves se debe medir también la distancia recorrida.

- c) Se diseña un plan de muestreo
- d) Se estandariza el procedimiento de recolección de datos.
- e) Se conduce el muestreo, atendiendo a un diseño muestral y las técnicas estandarizadas.
- f) Se calculan las estadísticas correspondientes.

Índices relativos al tiempo recorrido. El tiempo invertido en la búsqueda de las aves se utiliza como medida del esfuerzo, es decir, tiempo de recorrido en un sendero o de permanencia en un sitio, en lugar de la distancia. Por ejemplo, se visitan una serie de puntos fijos en las horas de máxima actividad vocal de la o las especies. En cada punto se registra el número de individuos vocalizando desde diferentes direcciones durante un lapso fijo y corto, por ejemplo, 3–10 minutos (Verner 1985, Bibby *et al.* 1992). La abundancia puede ser estimada como el número de aves detectadas por hora al recorrer un trayecto de determinada longitud (Rodríguez–Estrella *et al.* 1999).

Índices por esfuerzo de captura. Se sustentan en el conteo de individuos en función de un esfuerzo medible. Esta opción es indicada para las especies que son poco o nada detectables de forma directa, pero que se pueden capturar. Estos índices presuponen que 1) la captura de los individuos de una población, empleando una técnica fija, permanece constante y que 2) la captura de un individuo no afecta la de los demás. El éxito de captura de aves expresado por el número de individuos capturados

por 100 horas–red se utiliza ampliamente para el seguimiento de abundancia (Rodríguez–Estrella *et al.* 1999, Silkey *et al.* 1999, Carlisle *et al.* 2004).

Recuentos en Punto o Puntos de conteo

Los puntos de conteo son conceptual y teóricamente similares a los trayectos, solo que de longitud y velocidad cero. El objetivo en los puntos de conteo es contar a los individuos una sola vez, y constituyen uno de los métodos más populares para estudiar la abundancia, riqueza, densidad, composición y distribución de las aves y documentar los cambios poblacionales en las aves terrestres (Reynolds *et al.* 1980, Bibby *et al.* 1992, Ralph *et al.* 1996). Este método puede usarse para estudiar cambios anuales en las poblaciones de aves en puntos fijos de radio variable, las diferencias en la composición de especies entre hábitats y la abundancia de diferentes especies en un lugar específico. Los puntos de conteo requieren que un observador permanezca fijo en un lugar durante un tiempo determinado y que registre toda ave detectada ya sea visualmente o auditivamente, o incluso como respuesta a una sesión de playback (Chávez–León y Velázquez 2004). El observador debe tener amplia experiencia en la identificación de las aves tanto visual como auditivamente (Alldredge *et al.* 2007a, Simons *et al.* 2007). Los puntos pueden seleccionarse al azar o sistemáticamente dentro del área de estudio, o a lo largo de trayectos. Para evitar el doble conteo, debe haber una distancia preferiblemente de 150 a 250 m entre los puntos de recuentos, con el fin de que los muestreos sean independientes. Un solo observador puede completar de 12 a 15 puntos de conteo cada mañana, dependiendo de las condiciones topográficas del terreno. Dependiendo de la abundancia de la especie y el propósito de los recuentos, deben realizarse por lo menos 30 recuentos. El método puede aplicarse una o muchas veces en un lugar determinado (Bibby *et al.* 1992, Ralph *et al.* 1996, MacGregor–Fors *et al.* 2010a).

El conteo puede empezar tan pronto el observador llegue al punto, o puede esperar un par de minutos para evitar algún efecto sobre el comportamiento de las aves

por la llegada del observador. El tiempo dedicado a cada punto debe representar el tiempo mínimo necesario para tomar una muestra de por lo menos el 80 por ciento de las especies presentes en el punto. Diez minutos (lo más común en áreas tropicales) puede ser adecuado para la mayoría de los estudios en las áreas tropicales. Sin embargo, los observadores pueden llevar a cabo algunos experimentos iniciales para establecer el tiempo apropiado y necesario para tomar la muestra en un punto en un área determinada, lo cual idealmente sería lo más apropiado. Por ejemplo, dividir un total de 15 minutos de muestreo, en periodos de cinco minutos, y así establecer el período más adecuado, donde al menos el 80% de las especies sean detectadas (Hutto *et al.* 1986, Wunderle 1992, Bibby *et al.* 1992).

Debido a su sencillez y conveniencia en terrenos escarpados y densa vegetación, el método de punto de conteo es apropiado para el seguimiento de passeriformes (aves canoras) y puede ser más eficiente que por ejemplo el uso de redes ornitológicas o el uso de trayectos (Estades *et al.* 2006). Desafortunadamente, los puntos de conteo no son muy precisos a la hora de estimar densidades poblacionales, en particular en el caso de especies de baja densidad. Sin embargo, son el método preferido para vigilar las tendencias poblacionales a largo plazo ya que el tiempo dedicado a contar puede controlarse absolutamente y pueden tomarse muestras en más lugares, lo que permite un muestreo más representativo. No obstante para obtener recuentos con exactitud deben tomarse en consideración varios factores. Uno de los factores más importantes es la habilidad del observador en la identificación visual y auditiva de las aves. Debido a que tanto en el método de radio variable como en el método con radio fijo deben hacerse estimados de distancia, es esencial que todos los participantes practiquen la estimación de distancias con referencias conocidas en el hábitat apropiado. Un medidor de distancias (range finder) puede ser de mucha utilidad para practicar la medición de distancias (Hutto *et al.* 1986, Wunderle 1992, MacGregor–Fors *et al.* 2010b).

Los puntos de conteo requieren del cumplimiento de los siguientes principales supuestos: a) Las aves no se aproximan al observador o vuelan, b) las aves son 100% detectables al observador, c) las aves no se mueven mucho durante el periodo de conteo (Hutto *et al.* 1986, Bibby *et al.* 1992). Los recuentos en punto pueden clasificarse en tres categorías principales dependiendo de cómo el observador trata la información sobre distancia de las aves (Fig. 1), y puede añadirse una cuarta clasificación cuando se modifica para contar, por ejemplo, loros, cotorras, pericos o rapaces (Bibby *et al.* 1992, Wunderle 1992).

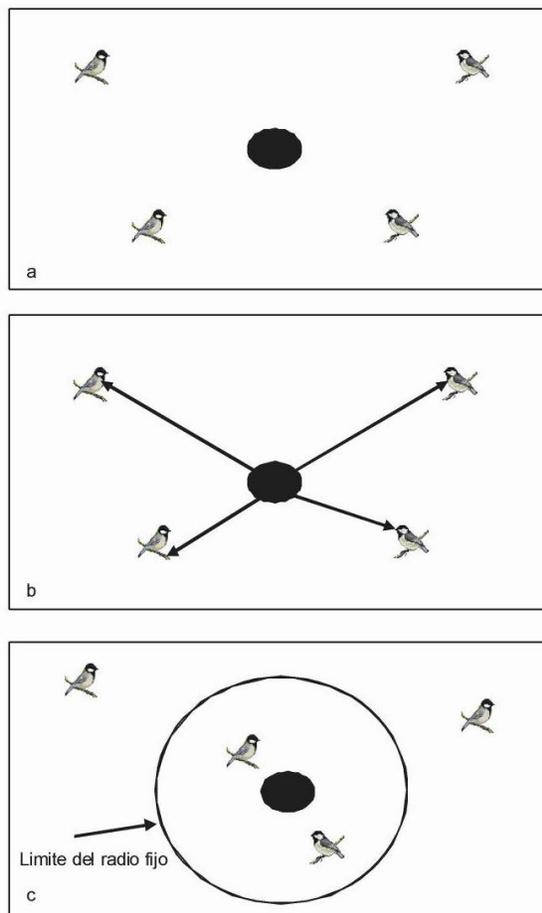


Figura 1. Un observador estacionario estudiando aves: a) un recuento en punto sin estimación de distancia; b) un recuento en punto de radio variable donde el observador estima la distancia entre él y todas las aves; c) un recuento en punto con radio fijo en que se cuentan las aves adentro y más allá de una distancia predeterminada (radio) del observador.

Recuentos en punto sin estimación de distancia. Las aves detectadas se cuentan sin tomar en consideración su distancia del observador, es decir, el radio es ilimitado. Estos recuentos no pueden usarse para estimar densidad, pero son de utilidad al medir la riqueza de especies y en todo caso índices de abundancia relativa (MacGregor–Fors *et al.* 2010a).

Recuentos en punto de radio variable El observador estima o mide la distancia que lo separa del ave detectada. El análisis por especie puede incluir datos agrupados ya sea en círculos concéntricos de radio similar a partir del punto, o datos no agrupados (Bibby *et al.* 1992, Wunderle 1992).

Recuentos en punto de radio fijo. Se registran detecciones de aves en un círculo con radio fijo alrededor del observador, además de toda detección fuera del radio. El tamaño del radio dependerá de la densidad de la vegetación y de la habilidad del observador para detectar a todas las aves. Por lo tanto, el observador deberá seleccionar el radio mayor en que le sea posible detectar a todas las aves. En el caso de la mayoría de los hábitats, especialmente en las áreas tropicales, el radio estándar utilizado es de 25 a 30 m y durante un periodo que oscila entre 5 y 10 minutos (Ralph *et al.* 1996, González–Oreja *et al.* 2007, MacGregor–Fors *et al.* 2010b).

Este método puede usarse para calcular tres índices de abundancia de aves, y cualquiera de ellos puede usarse para hacer pruebas de diferencias en la composición de la comunidad entre lugares, o de diferencias en la abundancia de una especie de ave en particular entre lugares diferentes o para años diferentes. Estos índices son (1) la media de detecciones en un área de 25 m del observador; (2) el porcentaje o la proporción de puntos con una o más detecciones en un área de 25 m del observador; (3) el porcentaje o la proporción de puntos con una o más detecciones, sin importar su distancia del observador. Estos índices permiten realizar comparaciones con pruebas estadísticas estándar. Dado que las especies difieren en términos de detectabilidad, a

veces es útil calcular un coeficiente de detección para cada especie, en particular cuando se comparan especies diferentes, pero también cuando se compara la misma especie en épocas del año (por ejemplo, temporada de reproducción vs. la no reproductiva). Por ejemplo las especies vocales como algunas especies de palomas (*Patagioenas* spp.) tienen altos coeficientes de detección, mientras que los coeficientes para especies silenciosas, como por ejemplo algunas especies de colibríes, son bajos. El coeficiente de detección representa el número de recuentos en punto en que se registró una especie dada solamente más allá del radio de 25 m dividido entre el total de recuentos en que se registró la especie, ya fuera dentro o más allá del área de 25 m. El Cuadro 2 muestra ejemplos de cálculos de los diferentes índices derivados de recuentos en puntos (Bibby *et al.* 1992, Wunderle 1992, Ralph *et al.* 1996).

Cuadro 2. Ejemplo de cálculos de varios índices derivados de recuentos en puntos de radio fijo de 25 m, con duración de 10 minutos cada uno. (Para propósitos ilustrativos los cálculos se basan en cinco recuentos en punto solamente, pero normalmente conllevarían 30 puntos independientes o más, Wunderle 1994).

A. Hoja de datos										
Especie	Hora: 6:04		Hora: 6:19		Hora: 6:31		Hora: 6:45		Hora: 7:06	
	<25m	>25m	>25m	>25m	>25m	>25m	>25m	>25m	>25m	>25m
Primavera	2	1	3	1	2	2	4	1	2	0
Colibrí	1	0	1	0	2	0	0	0	1	0
Paloma	0	3	0	2	0	1	1	1	0	3
Troglodita	3	2	4	1	6	2	5	2	4	1

B. Resumen de índices calculados a partir de los datos de campo indicados arriba.					
Especie	Media de detecciones en 25 m	Media de detecciones radio ilimitado	% de puntos con detecciones en 25 m	% de puntos con detecciones radio ilimitado	Índice de detectabilidad
Primavera*	2.6	3.6	100	100	0.8
Colibrí**	1.0	1.0	80	80	0.0
Paloma***	0.2	2.2	20	100	1.0
Troglodita+	4.4	6.0	100	100	1.0

* Para la primavera, la media de detecciones en un área de 25 m constituiría el índice de abundancia más apropiado.

**Para el Colibrí, ambas, la media de detecciones en un área de 25 m y el porcentaje de punto con detecciones en un área de 25 m, proveerían medidas equivalentes de abundancia, porque la media de detecciones en un área de 25 m equivale a uno. Note lo bajo que es el índice de detectabilidad, lo que indica una ausencia de detecciones más allá de los 25 m.

***El índice más apropiado para la paloma sería la media de detecciones por radio ilimitado o el porcentaje de punto con detecciones en puntos de radio ilimitado, debido a que esta especie rara vez se detecta en un área de 25 m del observador (esta especie reacciona fácilmente a la presencia del hombre). Debido al alto índice de detectabilidad de esta especie, los puntos para recuentos en punto deben ser espaciados (por lo menos 200 m).

+ Para el troglodita, la medida apropiada sería la detección en un área de 25 m, o la media de detecciones en punto de radio ilimitado. El porcentaje de medidas en punto sería inapropiado para esta especie debido a su tendencia a ocurrir en bandadas.

Hutto *et al.* (1986) recomiendan recuentos en punto con radio fijo porque tienen menos supuestos que la mayoría de los demás métodos para estimar la densidad de poblaciones y porque pueden usarse tanto durante la temporada reproductiva como durante la temporada no reproductiva. Whitman *et al.* (1997) usaron una combinación de métodos, puntos de conteo y redes ornitológicas, y encuentran que aunque ambas técnicas fueron efectivas, los puntos de conteo son significativamente más eficiente para llevar a cabo censos de aves. Para el caso particular de conteos de aves dentro y más allá de un radio fijo, la densidad para una especie en particular puede ser calculada de acuerdo a la Ecuación 1 (Bibby *et al.* 1992):

$$D = \text{Log}_e \left(\frac{n}{n_2} \right) \left(\frac{n}{m} \right) (TT r^2)$$

Ecuacion 1

donde n es el número total de aves contadas, n_2 es el número de aves más allá del radio fijo (r), n_1 es el número de aves contadas dentro del radio (r), así que $n = n_1 + n_2$, m es el número total de conteos, r es el radio fijo.

El método más sofisticado de los puntos de conteo implica la medición de la distancia desde el observador a cada registro. Si el ave se mueve, la distancia a medir es el sitio donde ocurrió la primera detección. Si las distancias de todos los registros son medidos, entonces la forma de la curva de detección puede ser estimada y densidades relativas pueden ser calculadas. Este tipo de datos pueden ser analizados usando el software Distance. Este enfoque se ha usado en trabajos realizados en zonas urbanas (MacGregor–Fors *et al.* 2010b).

Recuentos en punto para psitácidos (loros, pericos, cotorras, guacamayas) y rapaces. Los recuentos en punto convencionales no suelen proporcionar suficiente información sobre rapaces o psitácidos debido en parte a la limitada visibilidad en numerosos tipos de hábitat, y a su comportamiento esquivo, por lo cual se requieren técnicas censales especiales. En los psitácidos, los recuentos se pueden obtener a medida que se desplazan hacia sus dormideros antes del anochecer, o cuando abandonan sus dormideros al amanecer. La mejor manera de contar a estas especies, tanto rapaces como psitácidos, es hacerlo simultáneamente por al menos dos observadores situados en diferentes puntos estratégicos, por ejemplo, en la parte alta de un cerro, de una pirámide, en la copa de un árbol, en torres, riscos y en el caso de áreas urbanas en edificios altos, entre otros (Wunderle 1994, Ralph *et al.* 1996). Cada observador cuenta los individuos al pasar, anota la hora en que pasan, y el rumbo que siguen mientras se alejan. En vista de que los observadores en diferentes lugares probablemente vean y cuenten algunas de las mismas aves, la información sobre el tamaño del grupo, hora y dirección del vuelo pueden usarse para realizar comparación una vez concluido el censo con el fin de eliminar aquellas posibles aves individuales que se hayan contado más de una vez. El método es efectivo para el censo de la mayoría de las rapaces, psitácidos y de otras aves que utilizan el dosel o que vuelan por encima del mismo, como algunas especies de palomas (Ralph *et al.* 1996).

Es deseable llevar a cabo los recuentos de ambos grupos animales, desde el amanecer hasta las 11 de la mañana aproximadamente y/o por la tarde, desde las 3 hasta que oscurezca. Los puntos de observación deben tener una vista panorámica y estar equidistantes de tal manera que todas las aves en vuelo sean visibles desde uno de los sitios. El campo visual de cada observador debe ser estandarizado. Un campo visual de 120 suele ser apropiado porque un ángulo mayor puede dificultar el seguimiento de las aves. Para rapaces se ha sugerido usar un radio de censo de 1000 m (Ralph *et al.* 1996). Los recuentos hechos desde el bosque o por debajo del dosel, probablemente pasen por alto muchas aves. Por esa razón los puntos de

observación ubicados de la parte superior de los árboles son particularmente útiles para contar psitácidos y rapaces en regiones boscosas. A veces será necesario construir plataformas que sobresalgan del dosel del bosque o de ser posible, usar torres eléctricas o de microondas que crucen por la zona de interés (Wunderle 1994, Ralph *et al.* 1996). Ralph y colaboradores (1996) sugieren para las rapaces efectuar las observaciones en periodos de 3–4 horas, a intervalos de 10 minutos, registrando su comportamiento (planeo, vuelo directo, caza, cortejo, entre otros). Para miembros de la familia Columbidae se han usado trayectos en línea con puntos de conteo y el desplazamiento entre puntos usando un vehículo (Rivera–Milán 1992).

Trayectos de línea

Este método consiste en caminar lentamente uno o varios trayectos o líneas de determinada longitud a través de uno o varios hábitats. Es importante que el observador atraviese el trayecto a una velocidad determinada, generalmente a 1 Km/h. Sin embargo, detectar e identificar aves mientras se camina es un reto para las habilidades del observador, de tal modo que el método es sensible a sesgos en función de su experiencia y calidad, y a factores que afectan la detectabilidad de las aves. Los censos de trayectos en línea pueden tomar diversas formas (Fig. 2) (Bibby *et al.* 1992, Wunderle 1992, Ralph *et al.* 1996).

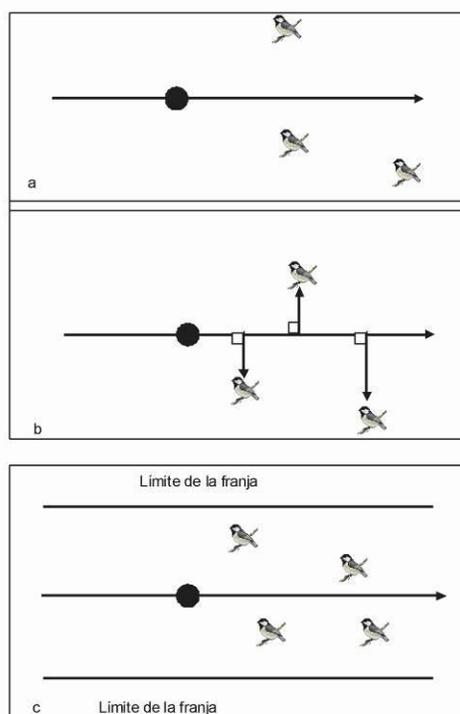


Figura 2. Un observador que se mueve lentamente y toma nota a medida que recorre una línea de Transecto: a) el observador puede sencillamente registrar toda ave sin importar la distancia (transecto de línea sin estimación de distancia); b) registrar todas las aves y estimar su distancia perpendicular de la línea de transecto (transecto de línea de distancia variable); c) registrar toda ave observada dentro de una distancia determinada a ambos lados de la línea transversal (transecto de franja).

Trayectos de línea sin estimar distancias – Esta es la forma más sencilla de censos de trayectos. Este censo permite que el observador genere una lista de las especies presentes en un hábitat. Al recorrer lentamente una distancia determinada o por un periodo determinado, el observador puede obtener una lista de especies que pueden compararse entre hábitats. Este método no puede usarse para estimar densidades aunque si provee información en cuanto a la presencia o ausencia de especies en un hábitat.

Trayectos de línea de distancia variable – A diferencia del trayecto de franja, en el trayecto de línea de distancia variable, no hay un ancho w definido previamente, por lo cual es posible incluir en el censo a cualquier individuo que se detecte durante el

recorrido, y esta es una de las principales ventajas del método (Bibby *et al.* 1992, Buckland *et al.* 1993). Se tiene que medir la distancia de cada observación y/o detección en forma perpendicular al trayecto. Esto puede hacerse directa o indirectamente registrando la distancia entre el observador y el ave (lo cual se puede hacer usando una cinta métrica o un medidor de distancias (range finder), y también midiendo el ángulo de visión (usando una brújula) entre la línea del trayecto en que se registran todas las detecciones, visuales y auditivas, hasta la distancia límite de detectabilidad (Bibby *et al.* 1992, Wunderle 1992, Buckland *et al.* 1993).

Los principales supuestos de este método son los siguientes: a) todas las aves sobre la línea son detectadas; b) las aves no se mueven antes de su detección; c) las distancias son medidas con exactitud; d) los individuos son contados una sola vez (Bibby *et al.* 1992, Buckland *et al.* 1993). Si los supuestos anteriormente señalados no se cumplen, la estimación de la densidad estará sesgada.

Una de las principales limitaciones del método es la selección de trayectos rectos en el campo. Sin embargo, de preferencia los trayectos deben ubicarse de manera aleatoria o sistemática y en la medida de lo posible evitar el uso de sendero o veredas ya establecidas dado que su trazo responde a otras razones y no al muestreo de animales (Bibby *et al.* 1992, Mandujano 1992, 1994). Para evitar el doble conteo, es necesario que los trayectos se encuentren razonablemente espaciados. Una distancia entre 150–200 m y de 250–300 metros puede ser necesaria en hábitats cerrados y abiertos, respectivamente. Sin embargo, entre más alejados, más datos independientes serán generados, aunque el diseño de las rutas estará en función de los objetivos de la investigación, de las características de área de estudio, del tiempo y energía invertidos al moverse entre rutas y de los recursos disponibles. Las rutas pueden ser de cualquier longitud. Un mínimo de 40 registros son necesarios para que la densidad de determinada especie sea razonablemente precisa (Bibby *et al.* 1992). Las rutas deberían ser visitadas una sola vez, pero en la práctica, las vistas pueden ser de una a

tres veces por mes durante al menos un año. La Ecuación 2 sirve para estimar la densidad es:

$$D = \frac{n f(0)}{2 L} \quad \text{Ecuación 2}$$

donde n es el número de animales detectados, $f(0)$ es la función probabilística de densidad a 0 m de distancia perpendicular y L es el largo total (km) del trayecto.

La $f(0)$ es una función dependiente de la disminución de la detectabilidad de un animal al aumentar la distancia respecto a la línea (Thomas *et al.* 2010). En el trayecto de línea la probabilidad de detección es exactamente igual 1.0 cuando los animales están sobre la línea media del trayecto. A partir de esa distancia la probabilidad disminuirá. Para estimar la densidad empleando este método se requiere el empleo del programa DISTANCE (<http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>).

Trayecto en franja – El observador registra a las aves detectadas mientras camina a través de un área en línea recta. Se establecen franjas de ancho fijo (w) a ambos lados de la línea, antes de iniciar el muestreo y se cuenta toda ave detectada dentro de ellas. Por tanto el trayecto de franja es un área de muestreo de forma rectangular. Las franjas por lo general se establecen de 25 a 50 m a cada lado de la línea dependiendo de la densidad de la vegetación. Estos trayectos son más sencillos de efectuar que los trayectos en línea de distancia variable, ya que los observadores estiman solamente una distancia (o ancho de franja) en lugar de hacer estimados de distancia para cada ave. Además, los estimados de densidad son bastante más sencillos y requieren solamente que el total obtenido para cada especie se divida entre el área de la franja. No obstante, con frecuencia resulta difícil determinar con certeza si determinada ave está justo adentro o afuera de la franja. Este método es más útil en hábitats abiertos (Wunderle 1994, Ralph *et al.* 1996) en donde los supuestos del método se pueden cumplir con mayor facilidad. La visibilidad es uno de los principales factores que determinan el ancho de la franja y desde luego el uso del propio método. Como todo

método, el trayecto de franja tiene supuestos que se tienen que cumplir para que la estimación de la densidad no esté sesgada. Los principales supuestos son: solamente se deben contar a las aves dentro del ancho de franja definido con anterioridad y se debe tener la certeza de contar el 100% de las aves que estén dentro del trayecto de franja. La densidad se puede estimar empleando la Ecuación 3:

$$D = \frac{n}{2wL}$$

Ecuación 3

donde *n* es el número de animales contados, *L* es el largo total del trayecto, y *w* es el ancho del trayecto a cada lado de la línea media. Para mayor información sobre el método de franja, consultar a Mandujano (ver Capítulo 2 en la presente obra).

Mapeo de territorios

Este método de censado, se basa en la conducta territorial de las aves, y consiste en marcar sobre un mapa la posición de las aves observadas en visitas consecutivas a la parcela o área de estudio a lo largo de la estación reproductiva. El objetivo es determinar el número de territorios y estimar la densidad de las distintas especies en el área (Ralph *et al.* 1996). Se requieren mapas de campo detallados (escala 1:2 000) y de al menos 10 visitas para se puedan determinar los territorios y en su caso, la densidad poblacional (Bibby *et al.* 1992, Wunderle 1994, Ralph *et al.* 1996).

El mapeo de territorios es un método intensivo y resulta apropiado cuando se requiere conocer el número de parejas y estimados de densidad a partir de áreas pequeñas de hábitat o lugares de estudio. El tiempo necesario dependerá del tamaño y de las características del terreno en el área de estudio, así como la densidad de las aves. En una sola mañana uno o dos observadores pueden hacer un muestreo de 10 a 30 hectáreas en áreas boscosas o de 50 a 100 hectáreas en área abierta (Wunderle 1994, Ralph *et al.* 1996). El lugar de estudio debe ser lo más circular o cuadrado posible a fin de mantener la longitud de los bordes al mínimo, dado que los territorios sobre los

bordes son los más difíciles de analizar, lo que puede influir al estimar las densidades de las poblaciones de aves. Antes de dar comienzo al mapeo de los territorios, es necesario contar con un mapa detallado del sitio, que muestre todas las características tales como veredas, senderos, caminos, arroyos, carreteras, edificios, árboles aislados, y otros puntos de referencia importantes. Se recomienda que el mapa sea lo suficientemente detallado como para permitir que se indique la ubicación de toda ave con precisión. La ubicación de diferentes señales a intervalos de 25 m a través del lugar facilitará la ubicación de las aves (Bibby *et al.* 1992, Ralph *et al.* 1996).

Para cada censo se usará un mapa nuevo y se emplearán símbolos diferentes para especies e individuos diferentes. En cada visita se deberá recorrer el área de la manera más pareja posible, y ninguna parte del lugar deberá quedar a una distancia mayor de 25 m de la ruta. La tarea más difícil es separar los diferentes individuos y no contar el mismo individuo más de una vez durante una visita. Esto requiere que se recorra el área de estudio a paso moderado a la vez que se anotan las aves en el mapa. El observador deberá detenerse con frecuencia para tratar de hacer observaciones simultáneas de individuos diferentes de una misma especie. Si no está seguro de si hay uno o dos individuos presentes, él observador deberá regresar al área más tarde esa misma mañana para verificar el número exacto (Bibby *et al.* 1992, Yamagishi y Ueda 1995, Ralph *et al.* 1996, Holmes y Sherry 2001).

Este método consume mucho tiempo, en particular si se ha de identificar en un mapa el territorio de todas las especies de determinado lugar. Por ejemplo, en un bosque por lo general toma diez mañanas censar 30 hectáreas mediante la versión aceptada del método de 10 visitas (aproximadamente 50 a 60 horas de trabajo de campo). El observador debe permitirse 40 horas (4 horas cada mañana) para preparar los mapas de especies y aproximadamente de cinco a diez horas para analizarlos. De manera que puede esperar dedicar 100 horas a censar 30 hectáreas de bosque durante la temporada reproductiva. Sin embargo, aunque el método requiere de la inversión de

mucho tiempo, puede ser muy efectivo para el estudio de especies particulares, sobre todo de aves individualmente marcadas (Bibby *et al.* 1992, Wunderle 1994, Ralph *et al.* 1996).

Mapeo de territorio con aves marcadas

El marcaje de individuos con una combinación de anillos de colores y su localización en un mapa después de su liberación, puede lograr un estimado exacto de la densidad. De hecho, este método brinda la mejor medida de densidad aunque no se cuenten con exactitud los individuos no territoriales (transitorios). Si el estudio continúa durante un tiempo suficiente (4 a 10 años), el método tiene el beneficio adicional de permitir que se mida la supervivencia de individuos conocidos en sus territorios. Desafortunadamente, el método exige un alto insumo de mano de obra ya que requiere todo el tiempo y esfuerzo que conlleva la representación de detecciones en un mapa (es decir, preparar el mapa del terreno, y numerosas visitas para volver a detectar e indicar la posición de aves individuales en el mapa), más el tiempo necesario para la captura con redes ornitológicas y el marcaje de las aves. En vista de que el método es tan intensivo, por lo general se emplea para estudiar solamente una o dos especies a la vez (Fig. 3) (Wunderle 1994, Ralph *et al.* 1996). Marcar con anillos es útil solamente si servirá para contestar alguna pregunta específica (supervivencia a largo plazo o territorios) y no se recomienda como práctica rutinaria.

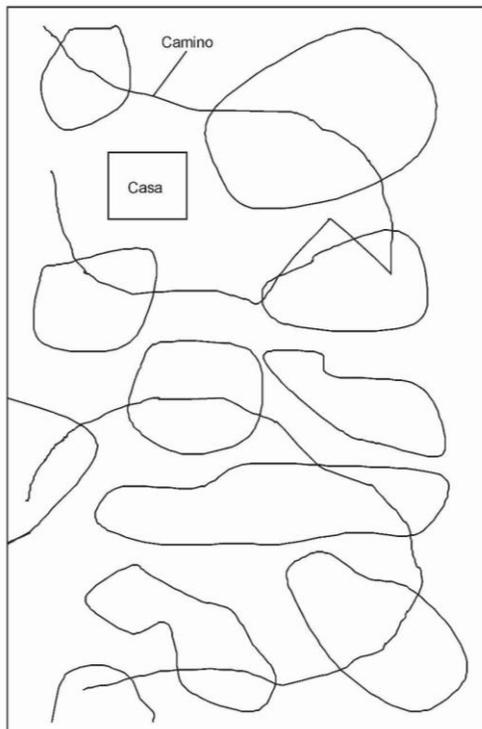


Figura 3. Dibujo de mapa de campo para los territorios de la primavera.

En el marcaje con anillos de colores, se recomienda usar cuatro anillos (dos en cada pata) lo que permite una variedad de combinaciones únicas de colores: tres anillos de plástico y uno de aluminio, por ejemplo. Los colores rojo, amarillo, azul y blanco son los más fáciles de distinguir en el campo (Hatch 1979, Wunderle 1994).

Captura con redes ornitológicas

Las redes ornitológicas, también conocidas como redes de niebla, redes japonesas o redes de captura, han sido utilizadas para la captura de aves durante años y se han convertido en herramientas efectivas para el monitoreo de poblaciones. La captura de aves con redes puede permitir a los biólogos generar información sobre datos demográficos de la población. Un ave capturada puede brindar información detallada en cuanto a sexo, edad, peso y condición adiposa (grasa), lo cual puede ayudar a evaluar la condición de una población. La captura con redes puede usarse para determinar la proporción de sexos, la proporción de juveniles, la productividad y evaluar la

sobrevivencia de la población (Jennings *et al.* 2009). El peso y la cantidad de grasa en el cuerpo, cuando se relaciona con las medidas anatómicas (p. ej. longitud del ala), pueden brindar una medida de la condición de los individuos en una población. Una inspección cuidadosa de los individuos capturados puede aportar datos sobre la condición reproductiva de los individuos y el patrón de muda, información fundamental necesaria para establecer el ciclo reproductivo y de muda anual. Por último, el marcar a los individuos (en particular con anillos de colores) puede ayudar a estudiar la dispersión y tasa de supervivencia entre años (Wunderle 1994, Ralph *et al.* 1996).

En diferentes estudios, se han usado redes de diferente tamaño (6, 9, 12 y 18 m) para la captura de aves terrestres, pero en general se prefieren las de 12 m de largo por 2.5 m de alto. Dado que la eficiencia de captura para aves de diferente tamaño varía con el tamaño de la malla de la red, es importante, en el caso de estudios a largo plazo, usar el mismo tamaño de malla sistemáticamente. Por lo general se usan redes de color negro con malla de 30 ó 36 mm para paseriformes pequeños a medianos. Las redes pueden colocarse entre dos postes verticales de 3 a 4 m. Cada poste puede ser de una sola pieza, pero lo mejor es que cada poste este formado por tramos de 1 m como máximo, para su fácil transporte. Los postes deben asegurarse con cuerdas de material fuerte y resistente. Estas cuerdas de soporte (por ejemplo, cordón para cortinas) pueden atarse a la base de los arbustos disponibles o a estacas enterradas en el suelo. Por ejemplo, las estacas usadas para fijar las casas de campaña, funcionan muy bien. Los postes pueden ser de aluminio, metal, cobre, PVC, o se pueden usar postes de bambú o de otro material vegetal. Antes de colocar la red, debe limpiarse la vegetación de una franja de 1 a 2 m de ancho a todo lo largo de la red, con un machete, para evitar que se enrede en la vegetación. Cuando esté colocando la red, evite también en la medida de lo posible el uso de objetos personales en donde la red se pueda enredar (relojes, botones, gorras, entre otros).

Las redes ornitológicas son más efectivas y eficientes en áreas sin viento y en donde los niveles de iluminación sean bajos, y de preferencia donde la altura máxima de la vegetación es igual o apenas superior a la altura de la red. En contraste, las redes son menos efectivas en bosques de árboles altos, sobre todo en aquellas especies que viven en el dosel y por lo tanto estarán poco representadas en los muestreos con redes (Wunderle 1994, Ralph *et al.* 1996). La instalación y manejo de redes dependerá de los objetivos del estudio, y de las condiciones topográficas y de vegetación del sitio de estudio. En términos prácticos, una manera eficiente de manejar las redes ornitológicas es colocando una hilera continua de ellas, de tal modo que cada red comparta un poste con la red precedente. Estas hileras de redes pueden colocarse en bordes, veredas, senderos, caminos, cursos de agua en hábitat apropiado. Idealmente, las redes deben colocarse la tarde anterior al muestreo y deben permanecer adecuadamente cerradas durante la noche. Para evitar que la red se desenrolle en la noche se puede usar tiras de plástico para atarlas en tres sitios a lo largo de la red cerrada. A la mañana siguiente, las redes deben extenderse a la primera señal de luz y dejarse durante 6 horas por lo menos – preferiblemente hasta al anochecer – durante dos o tres días completos para obtener una muestra adecuada. Las redes colocadas a la sombra deben revisarse cada 30 minutos aproximadamente, y por lo menos cada hora. Durante lloviznas las redes deben revisarse con más frecuencia y deben recogerse en caso de lluvia fuerte, o en todo caso, no abrirse durante esos días o días de lluvia fuerte, viento, frío y calor intensos. En tierras bajas y soleadas las redes deben revisarse rutinariamente cada 10 minutos para extraer a las aves, lo cual necesariamente también requiere de previo entrenamiento. Por lo general, dos personas experimentadas pueden manejar de 10 a 12 redes completas, suponiendo que las tasas de captura son moderadas y que sólo se obtiene un poco de información de cada ave capturada. No obstante, las redes requieren vigilancia casi constante en áreas donde hay depredadores como algunos mamíferos (Wunderle 1994, Ralph *et al.* 1996). Para minimizar la variabilidad y facilitar comparaciones entre distintos lugares, la estandarización del número de redes y el tiempo que son operadas son de gran importancia. Para facilitar los cálculos, una red

estándar (ej: 12 x 2.5 m) operada durante una hora equivale a una “hora–red”. Una red doble será considerada como dos redes estándar en una misma ubicación y su operación durante una hora equivaldrá a dos horas–red. Una red de 6 m operada durante una hora, equivaldrá a media hora–red (Wunderle 1994, Ralph *et al.* 1996).

Si el estudio, por ejemplo, busca generar información sobre movimiento de aves marcadas, las redes deben ubicarse lo más separadas posibles con el fin de cubrir el máximo número de territorios. Sin embargo, el tiempo de revisión de las redes es un factor a considerar. En cualquier caso, las redes deben estar distribuidas de la forma más uniforme posible (Ralph *et al.* 1996).

Grabación de sonidos: Muestreo acústico

La grabación de sonidos es frecuentemente usada simultáneamente junto con la técnica de playback para atraer aves al observador, de tal manera que puedan ser identificadas visualmente, o también para atraerlas hacia trampas para su captura. Los playbacks también son usados como estímulos auditivos durante los puntos de conteo para incrementar la detectabilidad de determinada especie (Tubaro 1999, Sliwa y Sherry 1992) o censar especies sigilosas o nocturnas (Johnson *et al.* 1981). Parker (1991) recomienda el uso de las grabaciones como una alternativa en la realización de inventarios en zonas con alta riqueza de aves, y describe cómo en siete días se registraron las vocalizaciones del 85% de las 287 especies de aves, que a un equipo de siete ornitólogos les tomó 54 días de intenso trabajo de campo. Haselmayer y Quinn (2000) también encuentran que la grabación de sonidos resultó ser una alternativa adecuada a los puntos de conteo para estimar la riqueza de especies y una alternativa preferible en algunas circunstancias, dado que los puntos de conteo son más eficientes en la detección de especies raramente escuchadas. Así también los censos acústicos son importantes en los programas de evaluación rápida (RAP), los cuales rápidamente evalúan la biodiversidad de una región específica (Riede 1998). Por otro lado, los métodos auditivo–visuales son mucho más eficientes, ya que registran una porción

considerablemente mayor de avifauna local que las redes de niebla (Whitman *et al.* 1997), dado que la presencia de la mayoría de las especies en determinada localidad sólo se puede documentar mediante la grabación de sus sonidos (Parker 1991).

Sin embargo, los censos en general y los censos auditivos en particular tienen sus limitaciones. La variabilidad de los observadores en sus habilidades para la identificación visual y auditiva de las aves, suele constituir un serio problema en la mayoría de los métodos de censo (Ralph *et al.* 1996). Los conteos por punto es la técnica más utilizada para muestrear poblaciones y comunidades de aves, pero tiene sus limitaciones tales como los errores intra- e inter-observador, y la escasa disponibilidad de observadores expertos. Una posible solución a estas limitaciones es el uso de grabaciones en campo para censar aves (Rempel *et al.* 2005, Celis-Murillo *et al.* 2009, Hutto y Stutzman 2009).

Actualmente, los avances tecnológicos proveen de nuevas herramientas para el monitoreo de sistemas naturales (micrófonos direccionales, omnidireccionales y sistemas automatizados de grabación), como es el caso de grabaciones de los sonidos para censar comunidades de aves (Haselmayer y Quinn 2000, Hobson *et al.* 2002, Rempel *et al.* 2005, Brandes 2008, Celis-Murillo *et al.* 2009). Estas nuevas técnicas buscan que el monitoreo de aves sea más eficiente y exacto (Brandes 2008). La grabación y documentación de los sonidos de las aves tiene las siguientes ventajas: minimiza los errores de los observadores, pueden ser escuchadas muchas veces dado que se tiene el archivo acústico correspondiente, y permite la validación de la detección e identificación al tener múltiples personas escuchando cada grabación (Celis-Murillo *et al.* 2009). Las grabaciones proveen un registro permanente del censo y resuelven los problemas logísticos con frecuencia encontrados en el campo, tales como la limitada disponibilidad de observadores con amplias habilidades en la identificación. Haselmayer y Quinn (2000) demostraron que un sistema de grabación con un micrófono monodireccional funciona mucho mejor que los recuentos hechos en puntos convencionales durante la estimación de riqueza de especies en áreas con alta riqueza.

Por su parte, Hobson *et al.* (2002) encuentran que las grabaciones pueden ser usadas para analizar la composición de especies y la abundancia relativa de comunidades de aves, además de otras ventajas como contar con registros permanentes de los archivos sonoros de los puntos de conteo. Más recientemente, las nuevas tecnologías han permitido el desarrollo de nuevos sistemas avanzados de grabación, tal es caso de los sistemas para grabación de paisajes sonoros (SRS) o unidades autónomas de grabación (por ejemplo: ARU's, desarrollado por el laboratorio de Ornitología de Cornell) para detectar aves a través del uso de grabaciones que posteriormente pueden ser analizadas en el laboratorio (Hobson *et al.* 2002, Brandes 2008, Celis–Murillo *et al.* 2009).

Celis–Murillo *et al.* (2009) usaron simultáneamente un sistema de grabación de paisajes sonoros (SRS) y puntos de conteo, y demostraron que la percepción de los observadores puede afectar los patrones de detección temporal durante los conteos por punto, influyendo en las estimaciones de abundancia derivadas de procedimientos de tiempo de detección. Los mismos autores señalan que ambos métodos tuvieron índices de riqueza de especies y probabilidades de detección similares. Sin embargo, los métodos difirieron en la composición de especies. La técnica SRS provee un método alternativo efectivo para censar comunidades de aves, particularmente cuando la mayoría de las especies son detectadas por sus sonidos. El SRS puede eliminar o minimizar los sesgos del observador, producir registros permanentes de los censos, y resolver problemas asociados a la limitada disponibilidad de expertos en el campo (Celis–Murillo *et al.* 2009). Sin embargo, Hutto y Stutzman (2009), encuentran que las unidades ARU's son menos hábiles en grabar una gran proporción de las detecciones registradas en puntos de conteo hechos por observadores humanos. Además los problemas de detectar o identificar los sonidos en el laboratorio y el tiempo extra y costo asociados con su uso, sugiere que dichas unidades no proveen una manera económicamente efectiva de coleccionar datos para los muestreos tradicionales de conteo por punto. Al mismo tiempo, se han desarrollado sistemas de análisis de sonidos e

identificación de especies, es decir, software para el reconocimiento automático de cantos y llamados (Brandes 2008, Celis–Murillo *et al.* 2009, Hutto y Stutzman 2009, Adi *et al.* 2010).

Los diferentes sistemas avanzados de grabación acústica junto con el desarrollo de sistemas de análisis de reconocimiento automático, son métodos alternativos para el censado de comunidades de aves (Brandes 2008, Celis–Murillo *et al.* 2009). Aunque los sistemas acústicos se han desarrollado y usado principalmente para el muestreo de comunidades de aves de zonas templadas, su aplicación en el censo de comunidades de aves tropicales, quizás junto con otras técnicas complementarias, puede ser muy efectiva y novedosa en el conocimiento sobre la riqueza y diversidad de aves en las zonas neotropicales. Con éstos y futuros avances tecnológicos, la bioacústica jugará un papel muy importante en la ecología, prácticas de monitoreo y conservación de las aves (Tubaro 1999).

Otros métodos

Se han propuesto métodos adicionales para el estudio comunidades de aves tropicales, como por ejemplo, las “evaluaciones rápidas” con el fin de estimar la riqueza de especies y para determinar prioridades de conservación. Tal es el caso del método de muestreo “lista de 20 especies” y algunos estimadores estadísticos, que consiste en la generación de curvas de acumulación de especies subdividiendo observaciones consecutivas de aves en listas de 20 especies (Herzog *et al.* 2002). Métodos de censo desde el suelo y dosel para aves del dosel es propuesto por Anderson (2009). El censo de búsqueda intensiva, que consiste en efectuar una serie de tres censos de 20–30 minutos cada uno, en tres áreas distintas que el observador recorre por completo en busca de aves (Ralph *et al.* 1996, MacGregor–Fors 2008, Quesada y MacGregor–Fors 2010).

Dado que muchas especies animales son detectadas principalmente por sonidos, pocos son los métodos rigurosos para estimar la densidad poblacional de datos acústicos. Una metodología estadística que trata de resolver la distinción entre individuos, así como que los conteos sean ajustados para detecciones incompletas y el área de muestreo, es conocida como captura–recaptura espacialmente explícita (Dawson y Efford 2009). Otro método considera el tiempo de detección para estimar la abundancia desde puntos de conteo (Alldredge *et al.* 2007b), así como el uso de observadores dobles o múltiples (Alldredge *et al.* 2006, Forcey *et al.* 2006). Asimismo, se han desarrollado sistemas de múltiples micrófonos para la grabación simultánea de sonidos y el análisis experimental en los que se simulan las condiciones de muestreo de aves en donde los individuos son identificados por sonido (Mennill *et al.* 2006, Simons *et al.* 2007).

En el estudio de poblaciones y comunidades de aves se han propuesto diversos métodos. En algunos estudios se ha usado un solo método y en otros una combinación de ellos (p. ej. puntos de conteo y grabación de sonidos; puntos de conteo y playback; trayectos lineales y puntos de conteo; puntos de conteo y muestreo acústico; punto de conteo y mapeo de territorios; trayectos en línea, mapeo de territorios y puntos de conteo, etc.). Constantemente se proponen métodos alternativos en la búsqueda de mayor precisión, eficiencia y menos sesgos. Sin embargo, cada método tiene sus propias ventajas, limitaciones y supuestos que deben ser previamente consideradas por el observador o investigador. La elección de determinado método dependerá de los objetivos del estudio, de la especie(s) a estudiar, de circunstancias logísticas, de costos económicos, y de la experiencia y habilidad de los observadores o investigadores en la identificación visual y auditiva de las aves, dado que la mayoría de los métodos dependen sustancialmente de tales atributos por parte de los observadores.

BIBLIOGRAFIA

- Adi, K., M.T. Johnson, y T.S. Osiejuk. 2010. Acoustic censusing using automatic vocalization classification and identity recognition. *Journal of Acoustical Society of America* 127:874–883.
- Alldredge, M.W., K.H. Pollock y T.R. Simons. 2006. Estimating detection probabilities from multiple–observer point counts. *The Auk* 123:1172–1182.
- Alldredge, M.W., K.H. Pollock, T.R. Simons, J.A. Collazo y S.A. Shriner. 2007b. Time of detection method for estimating abundance from point–count surveys. *The Auk* 124:653–664.
- Alldredge, M.W., T.R. Simons y K.H. Pollock. 2007a. Factors affecting aural detections of songbirds. *Ecological Applications* 17:948–955.
- Anderson, D.L. 2009. Ground versus canopy method for the study of birds in tropical forest canopies: implications for ecology and conservation. *The Condor* 111:226–237.
- Angehr, G.R., J. Siegel, C. Acca, D.G. Christian y T. Pequeno. 2002. An assessment and monitoring program for birds in the Lower Urubamba Region, Peru. *Environmental Monitoring Assessment* 76:69–87.
- Bibby, C.J., N.D. Burgess y D.A. Hill. 1992. *Bird Census Techniques*. Academic Press, London.
- Blake, J.G. y B.A. Loiselle. 2001. Bird assemblages in second–growth and old–growth forests, Costa Rica: perspectives from mist nets and point counts. *The Auk* 118:304–326.
- Brandes, T.S. 2008. Automated sound recording and analysis techniques for bird surveys and conservation. *Bird Conservation International* 18:S163–S173.
- Buckland, S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnham y J.L. Laake. 1993. Distance sampling. Estimating abundance of biological populations. Chapman & Hall, London, UK.
- Buckland, S.T., S.J. Marsden y R.E. Green. 2008. Estimating bird abundance: making method work. *Bird Conservation International* 18:S91–S108.

- Carlisle, J.D., S.L. Stock, G.S. Kaltenecker y D.L. Swanson. 2004. Habitat associations, relative abundance, and species richness of autumn landbird migrants in southwestern Idaho. *The Condor* 106:549–566.
- Celis–Murillo, A., J.L. Deppe y M.F. Allen. 2009. Using soundscape recordings to estimate birds species abundance, richness, and composition. *Journal of Field Ornithology* 80:64–78.
- Chávez–León, G. y A. Velázquez. 2004. Abundance and distribution of the Long–tailed Wood–Partridge (*Dendrortyx macroura*) in a temperate coniferous forest. *Journal of field Ornithology* 75:345–352.
- Dawson, D.K. y M.G. Efford. 2009. Bird population density estimated from acoustic signal. *Journal of Applied Ecology* 46:1201–1209.
- Derlindati, E.J. y S.M. Caziani. 2005. Using canopy and understory mist nets and point counts to study bird assemblages in Chaco forests. *Wilson Bulletin* 117:92–99.
- Emlen, J.T. 1977. Estimating breeding season bird densities from transect count. *The Auk* 94:455–468.
- Estades, C.F., M.A.H. Escobar, J.A. Tomasevic, M.A. Vukasovic y M. Páez. 2006. Mist–nest versus point counts in the estimation of forest birds abundances in South–Central Chile. *Ornitología Neotropical* 17:203–212.
- Fedy, B.C. y B.J.M. Stutchbury. 2004. Territory switching and floating in White–bellied Antbird (*Myrmeciza longipes*), a resident tropical passerine in Panama. *The Auk* 121:486–496.
- Forcey, G.M., J.T. Anderson, F.K. Ammer y R.C. Whitmore. 2006. Comparison of two double–observer point count approaches for estimating breeding bird abundance. *Journal of Wildlife Management* 70:1674–1681.
- Gómez de Silva, G.H., F. González–García y M.P. Casillas–Trejo. 1999. Birds of the upper cloud forest of El Triunfo, Chiapas, Mexico. *Ornitología Neotropical* 10:1–26.

- Gómez–Montes, C. y N.J. Bayly. 2010. Habitat use, abundance, and persistence of Neotropical migrant birds in a hábitat matrix in northeast Belize. *Journal of Field Ornithology* 81:237–251.
- González Oreja, J.A., C. Bonache Regidor, D. Buzo Franco, A. A. de la Fuente Díaz Ordaz y L. Hernández Satín. 2007. Caracterización ecológica de la avifauna de los parques urbanos de la ciudad de Puebla (México). *Ardeola* 54:53–67.
- Haselmayer, J. y J.S. Quinn. 2000. A comparison of point counts and sound recording as bird survey methods in Amazonian Southeast Peru. *The Condor* 102:887–893.
- Hatch, B.M. 1979. Some color–banding techniques for flocking birds. *North American Bird Bander* 4:158–160.
- Herzog, S. K., M. Kessler, y T. M. Cahill. 2002. Estimating species richness of tropical bird communities from rapid assessment data. *The Auk* 119 (3):749–769.
- Hobson, K.A., R.S. Rempel, H. Greenwood, B. Turnbull y S. Vanwilgenburg. 2002. Acoustic surveys of birds using electronic recordings: new potential from an omni–directional microphone system. *Wildlife Society Bulletin* 30:709–720.
- Holmes, R.T. y T.W. Sherry. 2001. Thirty–year bird population trends in an unfragmented temperate deciduous forest: importance of habitat change. *The Auk* 118:589–609.
- Holmes, R.T., T.W. Sherry y L.R. Reitsma. 1989. Population structure, territoriality, and overwinter survival of two migrants warbler species in Jamaica. *The Condor* 91:545–561.
- Hutto, R.L. y R.J. Stutzman. 2009. Humans versus autonomous recording units: a comparison of point–counts results. *Journal of Field Ornithology* 80:387–398.
- Hutto, R.L., S.M. Pletschet y P.I. Hendricks. 1986. A fixed–radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *The Auk* 103:593–602.
- Jennings, S., T. Gardali, N.E. Seavy y G.R. Geupe. 2009. Effects of mist netting on reproductive performance of Wrentits and Song Sparrow in Central Coastal California. *The Condor* 111:488–496.

- Johnson, R.R., T.B. Brown, L.T. Haight y J.M. Simpson. 1981. Playback recordings as a special avian censusing technique. Pp. 68–75. In: Ralph, C.J. y J.M. Scott (Eds.). *Estimating numbers of terrestrial birds*. Studies in Avian Biology 6.
- Kroodsma, D. E., J.M.E. Viellard y F.G. Stiles. 1996. Study of bird sounds in the Neotropics: urgency and opportunity. Pp. 269–281. In: Kroodsma, D.E. y E.H. Miller (Eds.). *Ecology and evolution of acoustic communication in birds*. Cornell University Press, Ithaca, New York.
- Legare, M.L., W.R. Eddleman, P.A. Buckley y C. Kelly. 1999. The effectiveness of tape playback in estimating Black Rail density. *Journal of Wildlife Management* 63:116–125.
- Lord, R. D. 1961. Seasonal changes in roadside activity of cottontail. *Journal of Wildlife Management* 25:206–209.
- MacGregor–Fors, I. 2008. Relation between habitat attributes and bird richness in a western Mexico suburb. *Landscape and Urban Planning* 84:92–98.
- MacGregor–Fors, I. 2010. How to measure the urban–wildland ecotone: redefining ‘peri–urban’ areas. *Ecological Research* 25:883–887.
- MacGregor–Fors, I., A. Blanco–García y R. Lindig–Cisneros. 2010b. Bird community shifts related to different forest restoration efforts: a case study from a managed habitat matrix in Mexico. *Ecological Engineering* 36:1492–1496.
- MacGregor–Fors, I., L. Morales–Pérez y J.E. Schondube. 2010a. Migrating to the city: responses of neotropical migrant bird communities to urbanization. *The Condor* 112:711–717.
- Mandujano, S. 1994. Conceptos generales del método de conteo de animales en transectos. *Ciencia* 45:203–211.
- Mandujano, S.R. 1992. *Estimaciones de la densidad del venado cola blanca (Odocoileus virginianus) en un bosque tropical caducifolio de Jalisco*. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias. UNAM. México.
- McCullough, D.R. 1982. Evaluation of night spotlighting as a deer study technique. *Journal of Wildlife Management* 46:963–973.

- Mennill, D.J., J.M. Burt, K.M. Fristrup y S.L. Vehrencamp. 2006. Accuracy of an acoustic location system for monitoring the position of duetting songbirds in tropical forest. *Journal of the Acoustical Society of America* 119:2832–2839.
- Morales, G., J. Pinowski, J.M. Pacheco, M. Madriz y F. Gómez. 1981. Densidades poblacionales, flujo de energía y hábitos alimentarios de las aves ictiófagas de los Módulos de Apure, Venezuela, *Acta Biológica Venezuelica* 111:1–45.
- Ojasti, J. y F. Dallmeier (Eds.). 2000. *Manejo de Fauna Silvestre Neotropical*. SI/MAB Series # 5. Smithsonian Institution/MAB Biodiversity Program, Washington, D.C.
- Packard, J.M., D.B. Siniff y J.A. Cornell. 1986. Use of replicate counts to improve indices of trends in manatee abundance. *Wildlife Society Bulletin* 14:265–275.
- Parker, T.A., III 1991. On the use of tape recorders in avifaunal surveys. *The Auk* 108:443–444.
- Quesada, J. e I. MacGregor–Fors. 2010. Avian community responses to the establishment of small garden allotments within a Mediterranean habitat mosaic. *Animal Biodiversity and Conservation* 33:53–61.
- Ralph, C.J. y J.M. Scott (Eds.). 1981. *Estimating numbers of terrestrial birds*. Studies in Avian Biology 6. Cooper Ornithological Society, Lawrence, Kansas.
- Ralph, C.J., G.R. Geupel, P. Pyle, T.E. Martin, D.F. De Sante y B. Milá. 1996. *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. General Technical Report, PSW–GTR–159, Pacific Southwest Research Station, Forest Services, U.S. Department of Agriculture, Albany, California.
- Recher, H.F. 1970. Population density and seasonal changes of the avifauna in a tropical forest before and after gamma irradiation. Pp. E69–E93. In: Odum, H.T. y Pigeon, R.F. (Eds.). *A tropical rainforest*. U.S. Department of Commerce, National Technical Information Services, Springfield, Virginia.
- Rempel, R.S., K.A. Hobson, G. Holborn, S.L. Van Wilgenburg y J. Elliot. 2005. Bioacoustic monitoring of forest songbirds: interpreter variability and effects of configuration and digital processing methods in the laboratory. *Journal of Field Ornithology* 76:1–11.

- Reynolds, R.T., J.M. Scott y R.A. Nussbaum. 1980. A variable circular-plot method for estimating bird numbers. *The Condor* 82:309–313.
- Richmond, O.M., J. Tecklin y S.R. Beissinger. 2008. Distribution of California Black rails in the Sierra Nevada foothills. *Journal of Field Ornithology* 79:381–390.
- Riede, K. 1993. Monitoring biodiversity: analysis of Amazonian rainforest sounds. *Ambio* 22:546–548.
- Riede, K. 1998. Acoustic monitoring of Orthoptera and its potential for conservation. *Journal of Insect Conservation* 2:217–223.
- Rivera-Milan, F.F. 1992. Distribution and relative abundance patterns of Columbids in Puerto Rico. *The Condor* 94:224–238.
- Rodríguez-Estrella, R., L. Rubio Delgado, E. Pineda Diez de Bonilla y G. Blanco. 1999. Belding's yellowthroat: current status, habitat preferences and threats in oases of Baja California, Mexico. *Animal Conservation* 2:77–84.
- Silkey, M., N. Nur y G.R. Geupel. 1999. The use of mist-net capture rates to monitor annual variation in abundance: a validation study. *The Condor* 101:288–298.
- Simons, T.R., M.W. Alldredge, K.H. Pollock y J.M. Wettröth. 2007. Experimental analysis of the auditory detection process on avian point counts. *The Auk* 124:986–999.
- Sliwa, A. y T.W. Sherry 1992. Surveying wintering warbler populations in Jamaica: point counts with and without broadcast. *The Condor* 94:924–926.
- Stouffer, P.C. 2007. Density, territory size, and long-term spatial dynamics of a guild of terrestrial insectivorous birds near Manaus, Brazil. *The Auk* 124:291–306.
- Thomas L., S.T. Buckland, E.A. Rexstad, J.L. Laake, S. Strindberg, S.L. Hedley, J.R.B. Bishop, T.A. Marques y K.P. Burnham. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 47:5–14.
- Tubaro, P.L. 1999. Bioacústica aplicada a la sistemática, conservación y manejo de poblaciones naturales de aves. *Etología* 7:19–32.
- Verner, J. 1985. Assessment of counting techniques. *Current Ornithology* 2:247–302.

- Vilella, F. y P.J. Zwank. 1987. Density and distribution of the Puerto Rican nightjar in the Guayanilla Hills. *Caribbean Journal of Science* 23:238–242.
- Whitman, A.A., J.M. Hagan III y N.V.L. Brokaw. 1997. A comparison of two bird survey techniques used in a subtropical forest. *The Condor* 99:955–965.
- Wunderle, J.M., Jr. 1985. An ecological comparison of the avifauna of Grenada and Tobago, West Indies. *The Wilson Bulletin* 97:356–365.
- Wunderle, J.M., Jr. 1992. Sexual habitat segregation in wintering black-throated blue warblers in Puerto Rico. Pp. 299–307. In: Hagan, J. y D.P. Johnston (Eds.). *Ecology and conservation of Neotropical migrant landbirds*. Smithsonian Institution, Washington, D.C.
- Wunderle, J.M., Jr. 1994. *Métodos para contar aves terrestres del Caribe*. General Technical Report SO-100. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station, New Orleans, Louisiana.
- Wunderle, J.M., Jr., A. Diaz, I. Velázquez y R. Scharron. 1987. Forest openings and the distribution of understory birds in a Puerto Rican rainforest. *The Wilson Bulletin* 99:22–37.
- Wunderle, J.M., Jr., J.D. Lodge y R.B. Waide. 1992. The short-term effects of Hurricane Gilbert on terrestrial bird populations on Jamaica. *The Auk* 109:148–166.
- Yamagishi, B.S. y K. Ueda. 1995. Simultaneous territory mapping of male Fan-tailed warblers (*Cisticola juncidis*). *Journal of Field Ornithology* 57:193–199.

Capítulo 5

METODOS DE ESTIMACION, CAPTURA Y CONTENCIÓN DE MAMÍFEROS

Alberto González Romero

INTRODUCCION

Algunas de las variadas técnicas en uso para el estudio de los mamíferos fueron diseñadas específicamente para este grupo, pero otras han sido desarrolladas en otros campos y adaptadas a los mamíferos.

Los mastozoólogos o manejadores de fauna que trabajan con mamíferos seguido se hacen preguntas como: ¿cuál es el tamaño poblacional de ardillas en un área particular de un bosque?, ¿cuál es el tamaño y forma de sus ámbitos hogareños?, ¿su sistema socio espacial incluye jerarquías dominantes o territorios?, ¿cuándo están más activas las ardillas?. Resolver las preguntas de este tipo requiere la captura, marcado y monitoreo de animales individuales.

Los métodos para la captura de animales silvestres incluyen una variedad de técnicas de trampas y redes. Si el animal es capturado vivo o muerto depende de la naturaleza del estudio y la razón para su captura. Aunque en la actualidad muchos mamíferos son capturados vivos, en algunos casos el uso de trampas mortales es necesario y justificado. Por ejemplo, las colecciones en los museos necesitan especímenes de referencia que permiten la correcta identificación de las especies, y los esqueletos o tejidos necesarios para algunos análisis no pueden obtenerse de animales vivos. El trampeo para remover animales de un área, particularmente una especie abundante o plaga, es mejor hacerlo con trampas mortales, armas de fuego, o venenos.

Si los animales capturados van a ser utilizados para una colección de museo, es necesario asegurar que el espécimen no va a ser dañado por el método de trampeo.

CAPTURA

Con el objeto de realizar estudios de manejo y gestión a veces es necesario realizar captura de animales silvestres. Los progresos recientes en el uso de tranquilizantes y anestésicos (drogas) ha sido un factor importante en el éxito de distintos programas de manejo de fauna silvestre.

Las capturas se realizan ya sea manualmente, con aparatos mecánicos (trampas), con la inyección de drogas a distancia o usando drogas administradas oralmente a través de cebos.

Trampas de acero y resorte

Los agentes dedicados al control de depredadores han usado diferentes trampas de acero de fabricación comercial, conocidos como cepos (que sujetan un miembro del animal). Los cepos de acero que presentan un recubrimiento de hule han sido exitosos en la captura de carnívoros y otros grandes mamíferos sin causarles daño, sobre todo para llevar a cabo programas de marcaje y colocación de collares para radio seguimiento. Dentro de las trampas letales tenemos a las trampas de cuerpo “Conibear” (Fig. 1). Para mamíferos pequeños son comunes las trampas de resorte (marca Victor y Museum Special) si se quiere matar al animal.

Trampas–Caja

Los pequeños mamíferos también pueden ser capturados con trampas caja de marca Sherman, Havahart y Victor. Para los mamíferos medianos existen trampas Tomahawk (Figs. 2 y 3) de diferentes tamaños, plegables o fijas, con una o dos puertas abatibles. Para la captura de venados, en EEUU se usan trampas–caja marca Stephenson.

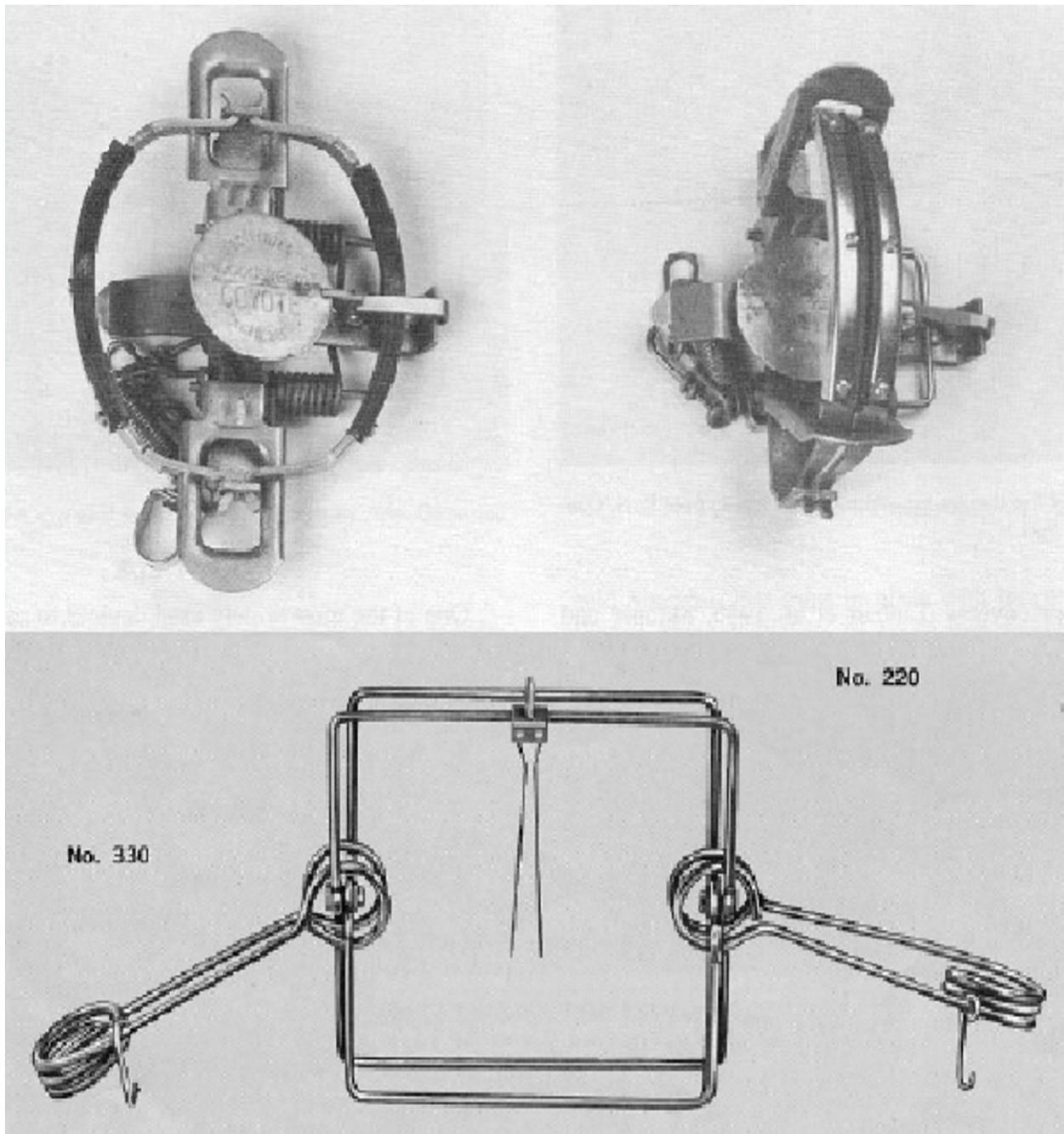


Figura 1. Arriba cepos suave "Victor" (esta trampa presenta un recubrimiento de neopreno para evitar el daño a los animales. Abajo trampa "Conibear" para sujetar del cuerpo, ésta es letal.

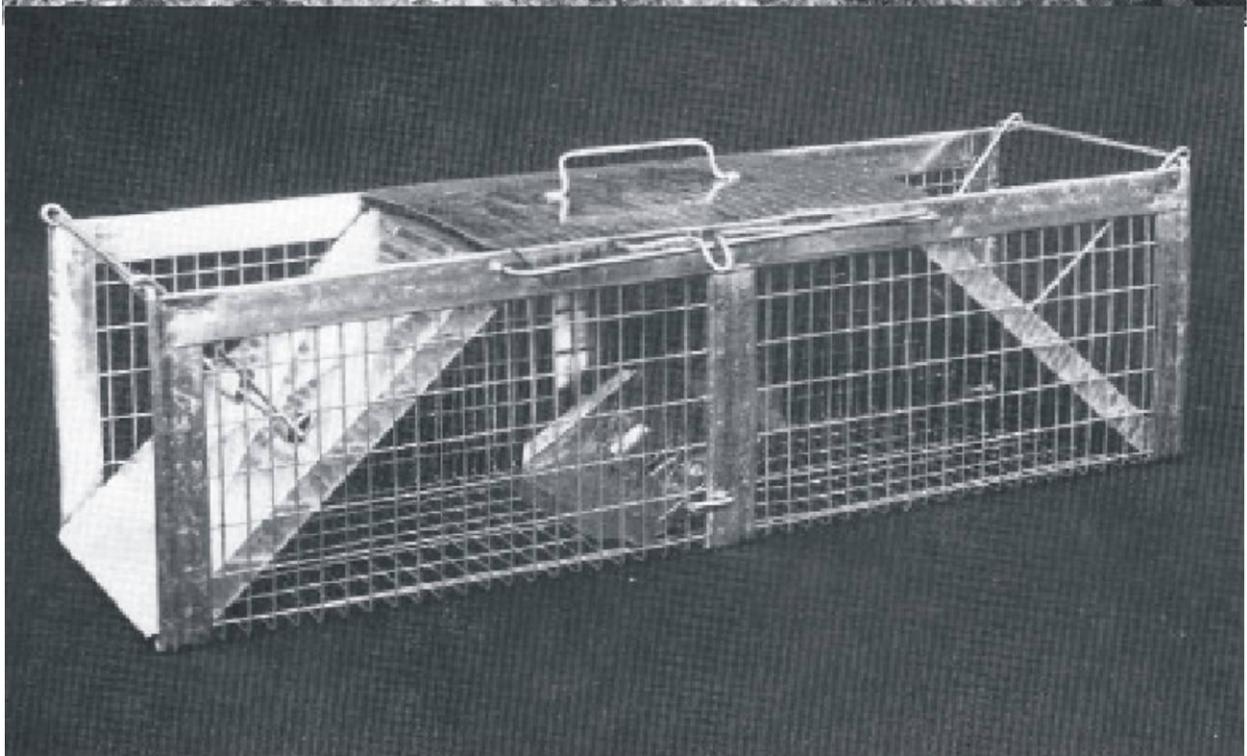


Figura 2. Trampas de caja. Arriba trampa "Tomahawk" de una sola puerta. Abajo trampa "Havahart" para mamíferos pequeños.

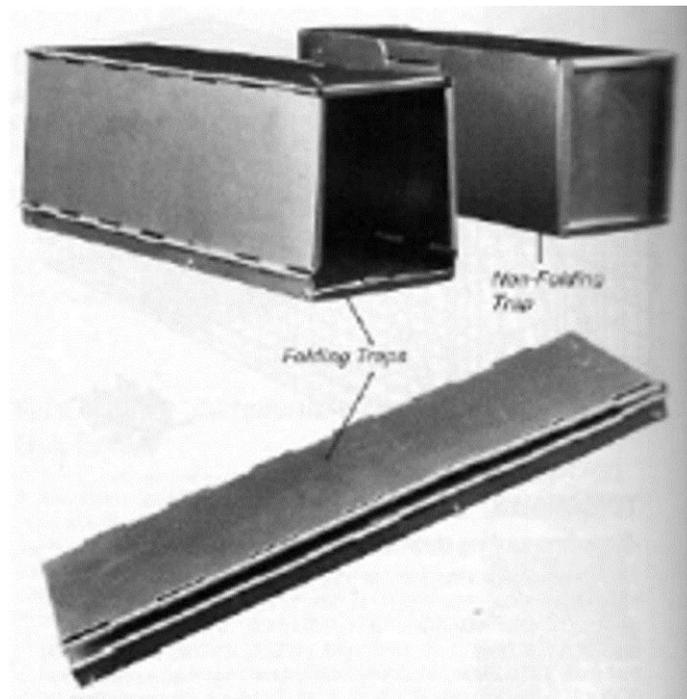


Figura 3. Trampa plegable “Sherman” para pequeños mamíferos. Esta es una de las trampas más utilizadas actualmente para investigación en el mundo.

Trampas–Corral

Para la captura de animales de caza mayor se han utilizado corrales–trampa, donde son conducidos los animales mediante el uso de diferentes señuelos y cebos. Generalmente son estructuras permanentes construidas con madera y alambre.

Redes–trampa

Con el fin de capturar venados vivos Clover diseñó una red–trampa transportable, que se monta en el campo como una especie de carpa (15 m x 15 m) y tiene un mecanismo central con un cable disparador. Los murciélagos son capturados mediante redes de nylon (redes de neblina) (Fig. 4) que se fabrican de diferentes largos y altos, así como de diferentes tamaños de luz en la trama.

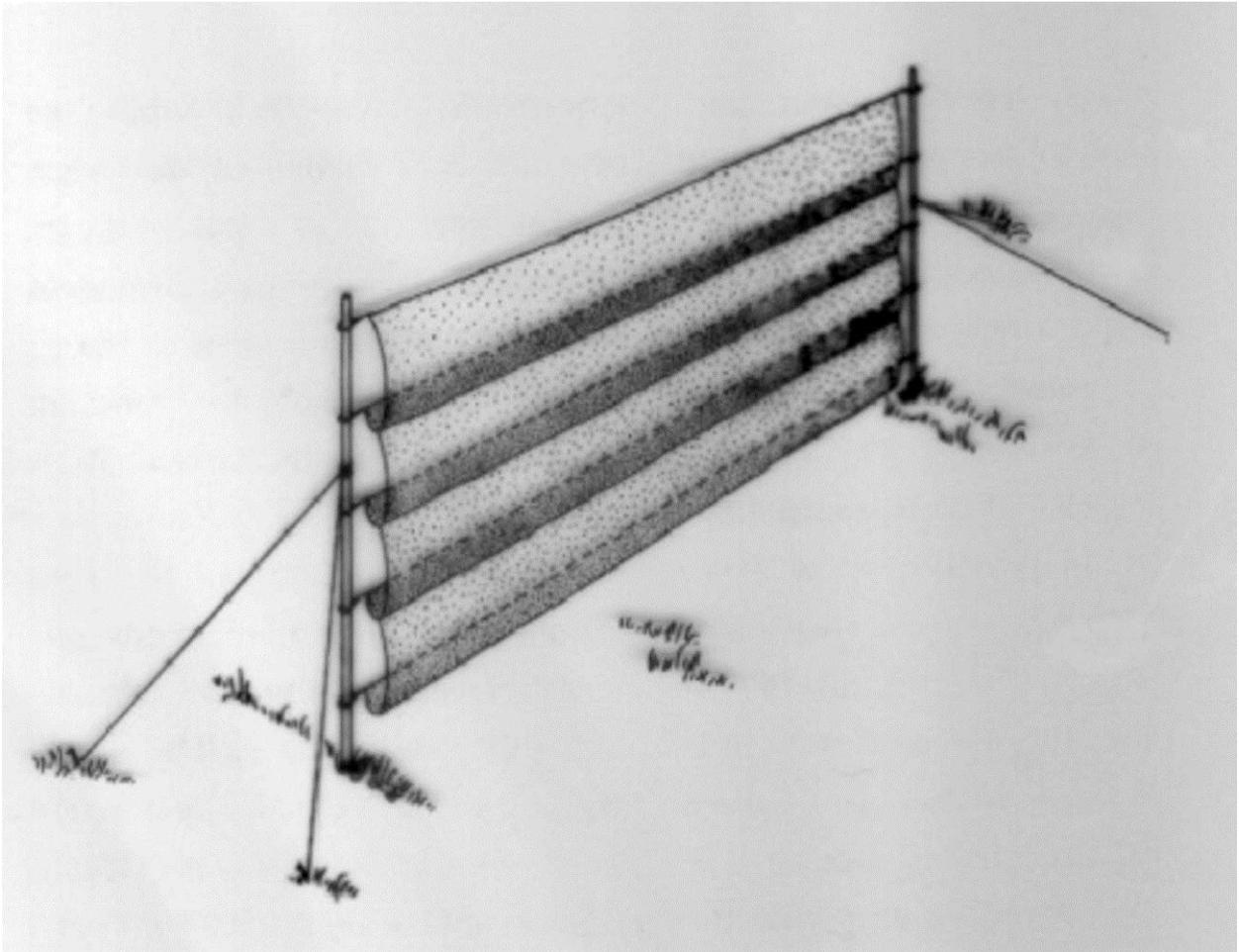


Figura 4. Red de niebla (Mist-net) desplegada en forma simple para la captura de murciélagos.

Lazos de cable y cuerda

Estos lazos que se conocen comúnmente como lazos matrones, se han utilizado con éxito para capturar animales grandes de caza vivos. Los lazos de cable utilizados para atrapar a los animales de las patas han sido usados para capturar osos, jaguares, pumas. También se han usado para capturar mamíferos medianos como coyotes (Fig. 5).

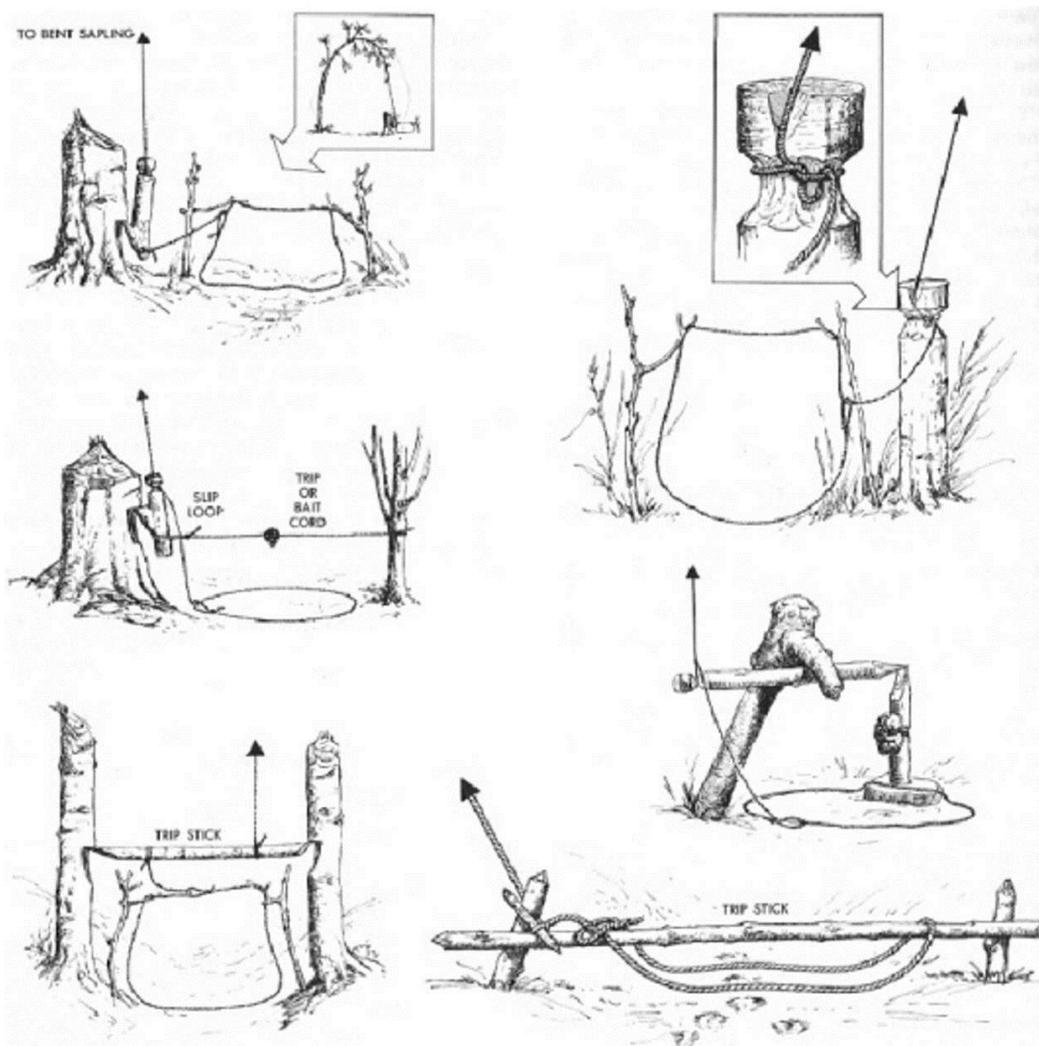


Figura 5. Diferentes formas de colocar los lazos matreros.

Este tipo de lazos fabricados con alambre de diferentes calibres, son también responsables de la muerte y mutilación de muchos animales silvestres sobre todo en países africanos y asiáticos, por lo que solo deben de ser utilizados por expertos y revisados continuamente para evitar que los animales capturados sufran.

Cebos para trampas

El éxito en los trabajos de trampeo con el fin de capturar animales depende del uso y selección de los señuelos y cebos que ejerzan una atracción efectiva. Son numerosos

los tipos de alimento, de preparados comerciales, de señuelos artificiales y de esencias que se elaboran con este fin.

El cebado previo constituye un importante prerrequisito para cualquier programa de trampeo. Por ejemplo para el venado bura se han usado con éxito peras y manzanas, para venados en zonas áridas, el maíz o alfalfa. El agua ha sido efectiva con los berrendos. Las plantas autóctonas y sal se han utilizado para venados. Los carnívoros son atraídos a las trampas con carne de res, pollo o sardinas. Para roedores ha sido utilizado con éxito las hojuelas de avena y crema de cacahuate.

Esencias

Los tramperos que buscan animales de valor peletero utilizan comúnmente esencias que los atraen. Esencias utilizadas para atraer coyotes son: orina y glándulas almizcleras anales de la misma especie, aceite de pescado y glicerina como agente conservador. A las esencias se les adiciona por lo general algunos extractos de plantas como Valeriana. Algunos tramperos gustan agregar pequeñas cantidades de perfumes. Las esencias se utilizan en estaciones olfativas (círculos de un metro de diámetro con tierra cernida para ver rastros) para determinar abundancia relativa de coyotes.

Señuelos y otros medios de atracción

El uso de grabaciones y reclamos (que reproducen el llamado de alguno de los sexos, o reproducen gemidos de conejos heridos) han sido exitosos con los depredadores.

USO DE DROGAS

El uso de drogas para capturar animales libres en grandes territorios o para tranquilizar animales ha evolucionado con el uso de jeringas–proyectiles, aplicadas con rifles o pistolas de aire comprimido o cerbatanas. También son utilizadas jeringas en palos de inyección para animales enjaulados o trampeados, ya que permiten mayor seguridad al manejador al mantenerse a una distancia del animal.

LECTURAS COMPLEMENTARIAS

- Barnett, A. 1992. *Expedition field techniques: small mammals (excluding bats)*. Expedition Advisory Centre, London.
- Day, G.I., S.D. Schemnitz y R.D. Taber. 1987. Captura y marcación de animales silvestres. Pp. 63–94. In: Rodríguez Tarrés, R. (Ed.). *Manual de técnicas de gestión de vida silvestre*. The Wildlife Society, Inc., Bethesda, Maryland.
- Feldhamer, G.A., LC. Drickamer, S.H. Vessey y J.F. Merritt. 2003. *Mammalogy: adaptation, diversity, ecology* (2nd Ed.). Mc Graw Hill Higher Education, New York.
- Wilson, D.E., F.R. Cole, J.D. Nichols, R. Rudram y M.S. Foster. 1996. *Measuring and monitoring biological diversity; standard methods for mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington and London.

Capítulo 6

CARNIVOROS: INVENTARIOS Y MONITOREO

Carlos A. López González, Carmina E. Gutierrez González y Nalleli E. Lara Díaz

INTRODUCCION

Los carnívoros están representados por especies que pertenecen a la clase de los mamíferos, y constituyen taxonómicamente un orden adaptado a la masticación de carne. Este grupo de especies es ampliamente conocido por la gente no relacionada a cuestiones biológicas, han sido popularizadas en libros o películas, sin embargo son especies que en comunidades rurales han sido estigmatizadas por considerárseles competidores directos con el ser humano, al incluir dentro de sus presas al ganado (ovino, bovino o caballar), asimismo a las especies de mayor tamaño se les considera como peligrosas a la vida de los seres humanos , tal es el caso de los grandes felinos o los osos. Sin embargo en nuestro país tiene muchos años que este tipo de escenario no se da, sin embargo conforme se da el crecimiento de ciudades y se incrementa la cantidad de gente que vive en zonas rurales bien conservadas, este escenario puede darse más frecuentemente.

INVENTARIOS

El inventario de este grupo de especies es relativamente sencillo de hacer y no requiere de mucha experiencia. Las técnicas utilizadas para llevar a cabo la identificación y verificación de la presencia de una especie de carnívoro en un sitio incluye: el uso de entrevistas, huellas y excrementos, así como otros rastros (rascaderos).

El uso de entrevistas involucra la utilización de selección de personas relacionados con el campo, fundamentalmente cazadores o gente que pase tiempo

considerable en el área de interés. Las entrevistas deben ser no formales y con respuestas abiertas, esto permite generar la confianza de la gente. Una fuente de información que ha sido particularmente útil es el uso de imágenes (dibujos o fotografías) que representen a los carnívoros que potencialmente habitan el área, incluyendo dentro de estas imágenes un par que sean totalmente ajenos a la región o al país o continente (Fig. 1). Esto permite llevar a cabo una verificación objetiva del conocimiento de la gente.



Figura 3. Ilustración utilizada como base en entrevistas, nótese la presencia de una especie ajena a México.

Al efectuar prospecciones de campo, cuyo objetivo es la identificación y determinación de la presencia de las especies de carnívoros, se debe contemplar el uso de diversas guías de campo. Entre las más populares para nuestro país se encuentran

las de Aranda (2000) y Reid (2001), una de carácter general y la otra enfocada al sur del mismo respectivamente. Sin embargo, yo sugiero el uso de la guía de campo de Elbroch (2003), ésta presenta fotografías en lugar de dibujos por lo que la imagen de búsqueda del investigador o técnico se apega a la realidad y en consecuencia facilita la obtención de registros, del mismo modo utiliza excrementos, huellas y otros rastros que facilitan la identificación de una especie.

MONITOREO DE POBLACIONES

El monitoreo de las poblaciones de carnívoros es importante por dos razones: la primera es la generación de conocimiento sobre las tendencias de una especie a lo largo de un espacio o tiempo determinados; la segunda es para conocer en que momento se debe hacer algún tipo de control en alguna población que se conoce causa pérdidas en el número de cabezas de ganado de alguna región (Harding *et al.* 2001).

Los métodos que se han utilizado para conocer las tendencias poblacionales son el uso de transectos, y más recientemente el uso de trampas cámara (Wilson y Delahay 2001). Ambas técnicas utilizan algún índice de abundancia para hacerlos comparables a lo largo del tiempo.

Los transectos se deberían establecer de manera ideal en un diseño estratificado abarcando los diferentes tipos de hábitat y su representación proporcional en el diseño. Sin embargo esto es por lo general muy costoso, por lo que la mayoría de los investigadores han utilizado caminos para la colocación de los transectos. Asimismo la longitud de los transectos varía de acuerdo al tamaño de la especie, siendo en el método original de una longitud aproximada de 3 km hasta transectos de 10 km (Conner *et al.* 1983, Linhart y Knowlton 1976, Stephens *et al.* 2006).

Asimismo, la separación entre transectos depende de la especie blanco, y está dada por dos parámetros: el diámetro de ámbitos hogareños (Zielinski y Stauffer 1996), esta medida nos permite, por un lado reducir la probabilidad de contar a un individuo dos veces, y reduce la posibilidad de sobreestimar las poblaciones. El tamaño del

ámbito hogareño para la mayoría de las especies de carnívoros en México no existe por lo que se recomienda utilizar la información publicada en diferentes fuentes. La finalidad del establecimiento de los transectos es el tener una idea de la población de carnívoros de una o más especies en una unidad de muestreo.

A lo largo de estos transectos se pueden obtener diferentes índices de abundancia, los más utilizados son el número de huellas/km recorrido, número de excretas/km recorrido, y en casos excepcionales número de individuos observados por km (Wilson y Delahay 2001). Con la finalidad de estandarizarlas se pueden transformar a un índice que involucre el número de registros/km que multiplique el número total de km recorridos durante el periodo de muestreo, esta información puede así ser utilizada para generar curvas de probabilidad de detección o simulaciones (Carbone *et al.* 2001, Sargeant *et al.* 1998, Stephens *et al.* 2006).

Una variación al modelo previo es el uso de estaciones olfativas colocadas a lo largo de un transecto. Las estaciones olfativas son un área limpia de hojas, rocas y debris en un área de 1 m² (este tamaño permite registrar a todas las especies de carnívoros presentes en nuestro país). La forma de la estación puede ser circular o cuadrada, el área es aplanada y encima de la cuál se cierra arena o cal para que quede un sustrato donde se puedan registrar huellas (Fig. 2).



Figura 4. Estación olfativa elaborada con arena y atrayente comprado al USDA.

En el centro de la misma se coloca un atrayente, el cual puede ser comercial (USDA Scent disks, Pocatello ID) o algún atrayente casero como una mezcla de huevo y/o pescado; recientemente y en particular para la familia Felidae se han utilizado perfumes o lociones de baja calidad con una gran cantidad de fijador (i.e. Calvin Klein for Men®).

El diseño original del uso de las estaciones olfativas utilizaba 10 estaciones espaciadas entre sí cada 300 m, a lo largo de un transecto cuya longitud final era de 3 km (Fig. 3). Recientemente se ha modificado esta distancia para acomodar los desplazamientos de las diferentes especies de carnívoros, así se han separado hasta 500 m.

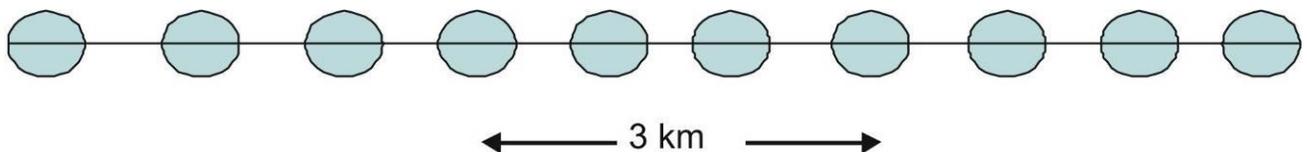


Figura 3. Transectos con estaciones olfativas separadas cada 300 m.

El método no ha tenido modificaciones sustantivas desde su desarrollo, particularmente porque fue desarrollado para coyotes (*Canis latrans*) y su utilización es el protocolo estándar en el oeste de los Estados Unidos para determinar la tendencia poblacional de esta especie desde hace más de 20 años. Sin embargo ha probado ser útil en otros sitios, tanto en ambientes templados (Ponce Guevara *et al.* 2005) como tropicales (Cantú–Salazar *et al.* 1998). El índice de población obtenido del uso de las estaciones olfativas es: número de estaciones con registros divididos por el número de estaciones en operación (10 si todas funcionaron) multiplicada por 100 o 1 000, el utilizar 100 nos da un porcentaje el cual puede ser más fácilmente interpretable. Este índice facilita la comparación entre transectos y entre épocas.

TRAMPAS DE CAMARA

La disponibilidad y reducción de costos en la elaboración de trampas de cámara ha hecho que esta herramienta, que hasta hace pocos años era un lujo que solamente algunos investigadores o productores de documentales de vida silvestre pudieran utilizar, se haya vuelto popular y que a la fecha sea la técnica más recomendable para obtener tendencias y estimaciones confiables de las poblaciones de algunos de los carnívoros más raros del mundo (Karanth *et al.* 2004, Maffei *et al.* 2004, Silver *et al.* 2004).

Las trampas de cámara pueden ser activas o pasivas, constan de un sensor de movimiento y/o calor, sin embargo, el costo de las mismas varía dependiendo de la cantidad de modificaciones que presentan en relación unas con otras. Existen modelos con lentes fijos en la cámara que son muy rápidos para disparar y, sin embargo, carecen de la definición de una buena fotografía, al salir en la mayoría de los casos desenfocados. Por otro lado las cámaras con mejores lentes, algún tipo de dispositivo que enfoque al sujeto, son lentas y muchas veces aunque se registra la especie, el resultado es una foto parcial del individuo en cuestión. Asimismo, las nuevas generaciones de trampas–cámara están dejando de utilizar cámaras de película y están cambiando a la utilización de cámaras digitales.

Existe una gran diversidad de trampas de cámara, cuyos costos varían de \$60 hasta los \$1 000 dólares por unidad. La selección del equipo debe obedecer a los objetivos del estudio en cuestión, sin embargo como es el caso de nuestro país, el investigador no puede darse el lujo de ser tan quisquilloso y debe obtener el mejor equipo por el mejor precio. De particular importancia para la selección de las trampas–cámara es el sitio en donde se van a utilizar, siendo la cantidad de precipitación, así como la humedad relativa los factores determinantes. En sitios con una precipitación superior a los 1 500 mm y una humedad relativa superior al 60 % se deben hacer modificaciones a la colocación de la trampa–cámara.

Algunas trampas–cámara de las más utilizadas son Camtrakker (www.camtrakker.com), Trailmaster (www.trailmaster.com), Deercam (www.deercam.com), Cuddeback Digital (www.cuddebackdigital.com), así como diversos modelos de venta en tiendas de deportes (i.e. Cabelas, www.cabelas.com).

Las trampas–cámara deben colocarse de preferencia en sitios en donde se hayan encontrado registros de la o las especies a trabajar, no debe hacerse un diseño al azar, ya que los carnívoros no se mueven de esta manera y utilizan de manera selectiva ciertas características del paisaje como son cañadas, crestas de cerros, encrucijadas de veredas o caminos así como las bases de árboles y rocas de gran tamaño. Las trampas–cámara deben fijarse a un árbol, o utilizar un trípode o una estaca de metal a una altura aproximada de 50 cm del suelo (Fig. 4), con la finalidad de obtener una foto de cuerpo completo de la especie en cuestión, esta altura cubre la gama de tamaños para las especies en México. Se recomienda el uso de pulpos (cuerdas elásticas) para fijar las trampas al tronco de un árbol, y en lugares que presenten una gran cantidad de gente se sugiere el uso de cadenas para reducir la posibilidad de robo de las mismas.



Figura 4. Trampa cámara fijada a un árbol a una altura de 50 cm.

Dependiendo de los objetivos del estudio se recomiendan números y diseños diferentes para la colocación de trampas-cámara. Así, si el objetivo del estudio es solamente conocer las especies presentes, éstas pueden colocarse sin un diseño sistematizado pudiendo o no utilizar algún atrayente para determinar la presencia de la especie blanco. Sin embargo, la mayoría de los estudios que utilizan trampas-cámara están diseñados para obtener estimaciones poblacionales, por lo que se recomienda el uso de por lo menos 30 estaciones, con dos trampas de cámara por estación colocadas opuestas una de otra, esto con la finalidad de obtener un registro simultáneo de ambos costados de los animales de estudio. El uso de estas estaciones es particularmente importante para las especies cuyo patrón de coloración presenta manchas o formaciones epidérmicas que permiten su identificación en diferentes individuos, como es el caso del jaguar (*Panthera onca*, Fig. 5).



Figura 5. Auto retrato de jaguar tomado por una trampa-cámara.

En el caso de otras especies que no presentan un patrón de manchas existen otros criterios para identificar individuos, tal es el caso del uso de cicatrices, tumores o alguna otra marca distintiva.

La separación entre estaciones varía de acuerdo a la especie recomendándose una distancia de por lo menos 0.5 y 1.0 km entre cámaras para especies menores a los 10 kg (Trolle y Kéry 2003). Para el caso de especies mayores a este peso se recomienda una separación de por lo menos 1.5 km entre trampas-cámara. La

colocación de las cámaras debe obedecer a un diseño en el cual se incorpore un área de amortiguamiento entre estaciones equivalente a la mitad del diámetro del ámbito hogareño de la especie en cuestión. El arreglo recomendado por varios autores (Karanth *et al.* 2004, Silver *et al.* 2004, Maffei *et al.* 2004), debe quedar como se muestra en la Figura 6, tratando de no dejar huecos sin cubrir por cada estación.

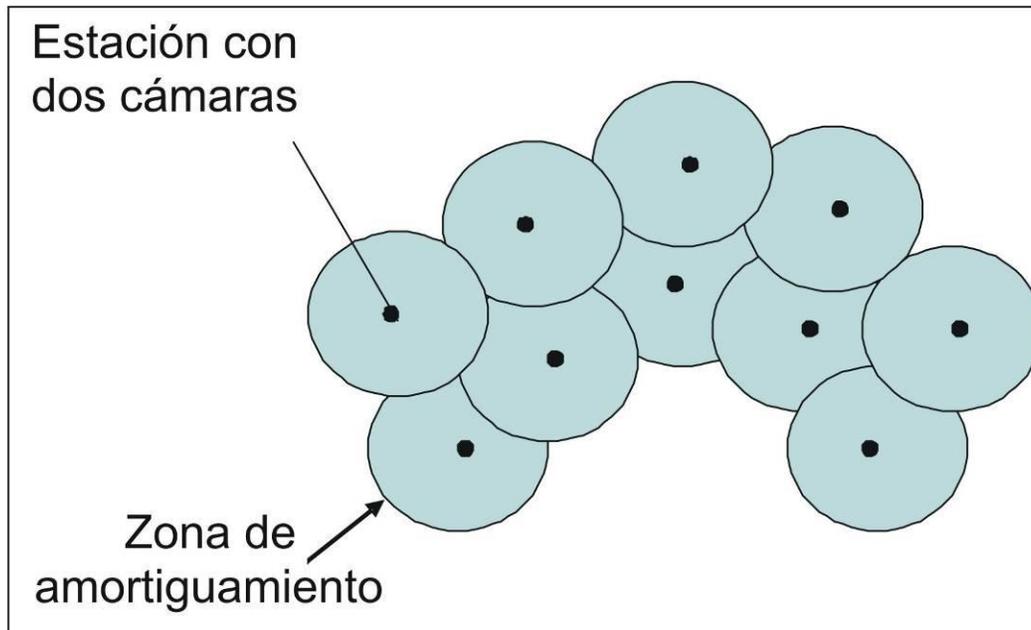


Figura 6. Diseño de colocación con 10 estaciones, nótese que no existen huecos entre las áreas de las estaciones.

Sin embargo, el diseño ideal de colocación debe aproximar un círculo, así se incrementa la posibilidad cumplir el supuesto de que todos los individuos presentes en la zona tengan la misma probabilidad de captura. Además, este diseño puede tener una verificación para estimar la densidad, que el diseño anterior no presenta. A este diseño se le puede aplicar el cálculo de la densidad utilizando el programa Distance (Fig. 7).

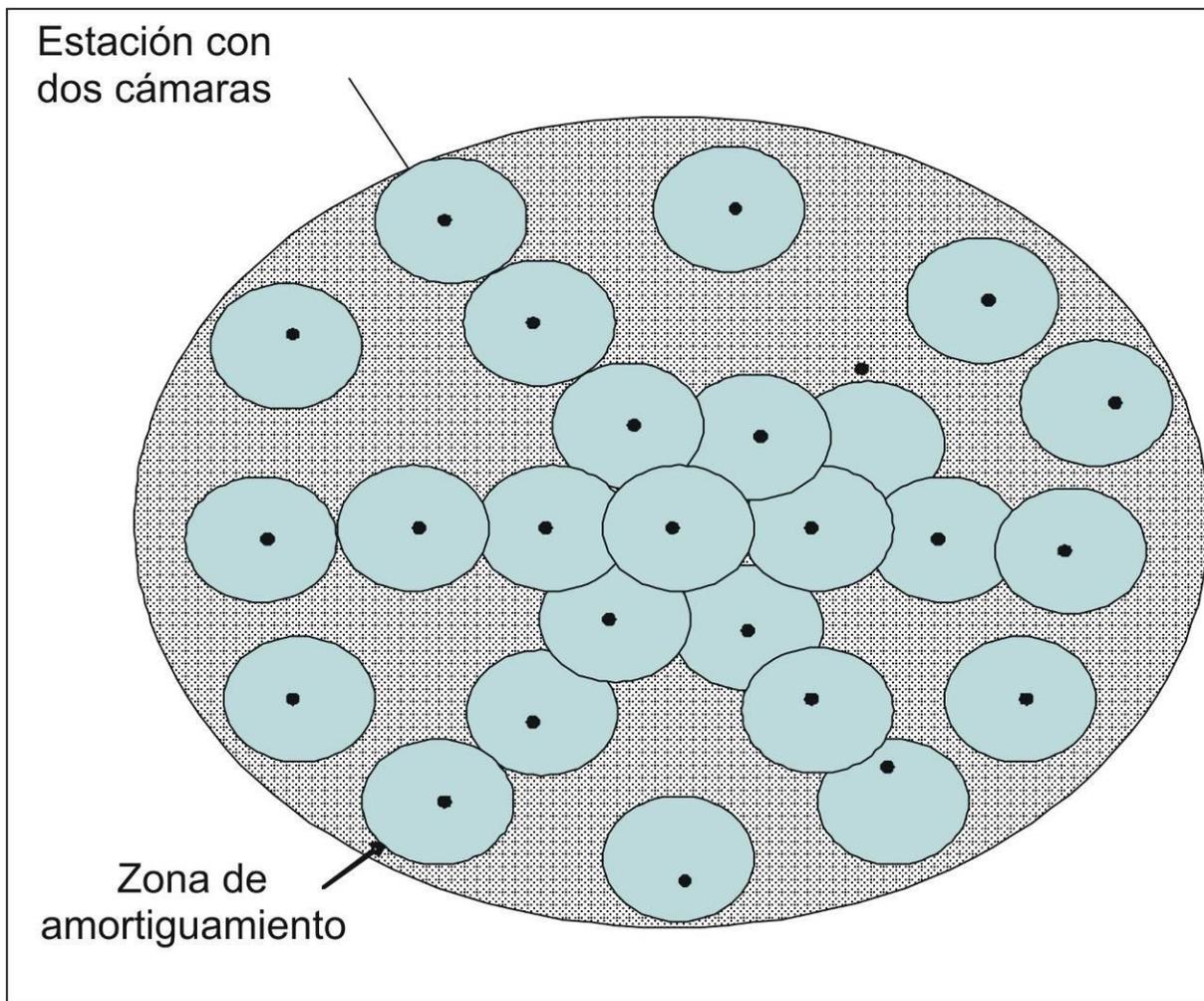


Figura 7. Diseño utilizando 25 estaciones con un arreglo que puede ser utilizado por medio del programa DISTANCE.

Análisis de datos usando trampas-cámara

Una vez obtenidos los resultados de las trampas-cámara es posible calcular el tamaño poblacional y dar un estimado de la densidad utilizando varios programas de computadora entre ellos, el más popular es CAPTURE, asimismo se pueden usar el programa MARK y NOREMARK (Karanth *et al.* 2004, White 1996).

Para calcular estimaciones de abundancia y densidad poblacional es necesario construir la historia de captura de la especie objetivo, la cual dependerá de si los individuos capturados mediante registros fotográficos se pueden identificar entre sí, en

dado caso se recomienda llevar a cabo un análisis cruzado de opiniones, donde diferentes observadores discriminan entre las imágenes obtenidas de la especie y se produce un consenso resultando en el promedio del número de individuos (Kelly *et al.* 2008); la historia de captura y recaptura se genera por medio de una base de presencia (1) – ausencia (0) de acuerdo a los días de muestreo (Cuadro 1).

Cuadro 1. Ejemplo de matriz para historia de captura.

Individuos	Día 1	Día 2	Día 3	Día 4	Día 5	Día 6	Día 7	Día 8	Día 9
Individuo 1	0	0	0	0	1	0	1	1	0
Individuo 2	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Individuo 3	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Individuo 4	1	1	1	0	0	0	1	1	1

Para especies que no pueden identificarse a nivel individual (e.g. zorra gris) es recomendable usar eventos independientes (Yasuda 2004) para construir la historia de captura, es decir, de los registros fotográficos obtenidos para una especie por trampa–cámara, seleccionar aquellos ocurridos cada 24 h. En especies con hábitos gregarios (e.g. pecarí de collar) se seleccionan las fotografías que contengan el mayor número de individuos en el lapso de 24 h, considerando que cada individuo es un evento independiente. A partir de los eventos independientes se genera una base de presencia–ausencia para cada especie por cámara de acuerdo a los días de muestreo. Para estimar la abundancia mediante el programa MARK 6.0, se utiliza la herramienta Capture, considerando los supuestos de una población cerrada a través del modelo de estimación de probabilidad de captura apropiado (White 2008).

A continuación describimos un ejemplo de cómo utilizar esta herramienta para calcular la abundancia de especies, en este caso de oso negro (*Ursus americanus*) en un muestreo realizado en la Sierra de San Luis, Sonora, México.

Una vez generada la historia de captura de la especie blanco, generalmente en Excel, es necesario crear un archivo de texto de la misma incluyendo solamente los datos de presencia–ausencia por individuo o cámara, es decir, cada fila considera un individuo diferente, y las columnas son los días de muestreo. Al final de la historia de captura se debe sumar el número de individuos o eventos independientes, en este caso

es 1 debido a que se logró la identificación de los osos. La columna con el número de individuos o eventos independientes debe estar separada por un espacio y terminar con punto y coma (;), la base se debe guardar con formato “.inp” para ser reconocida por el programa MARK (Fig. 8).

```
000000000000010000000000000000000000000000000000 1;  
000000000000100000000100000000000000000000000 1;  
000000000000100000000100000000000000000000000 1;  
00000010011000000000000000000000000000000000000 1;  
00010000000000000000000000000000000000000000000 1;  
00101010000011000000000000000000000000000000000 1;  
00101010000011000000000000000000000000000000000 1;  
00101010000011000000000000000000000000000000000 1;  
00100000000000000000000010000000000000000000000 1;  
100000000000000000000000100000001000000000000 1;  
000000000000000000000000100000000000000000000 1;  
0110000000010001000000000000000000000000000000 1;  
0010001100000000000000000000000000000000000000 1;
```



Figura 8. Historia de captura de oso negro (*Ursus americanus*) para la Sierra de San Luis, Sonora.

En el programa MARK se debe crear un nuevo archivo (ícono superior izquierdo; Fig. 9). Se despliega una ventana donde se carga el archivo en .inp, eligiendo el análisis para una población cerrada y especificando el número de ocasiones o días de muestreo, en este caso 40 días (Fig. 10).

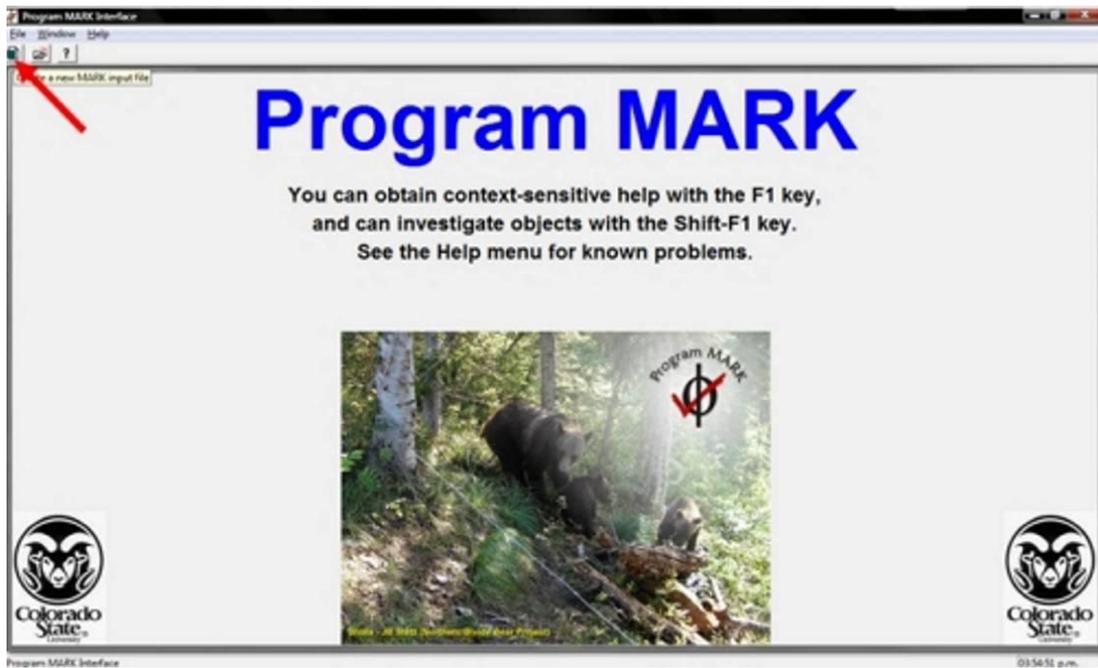


Figura 9. Interfase del programa MARK, donde se selecciona la creación de un nuevo archivo.

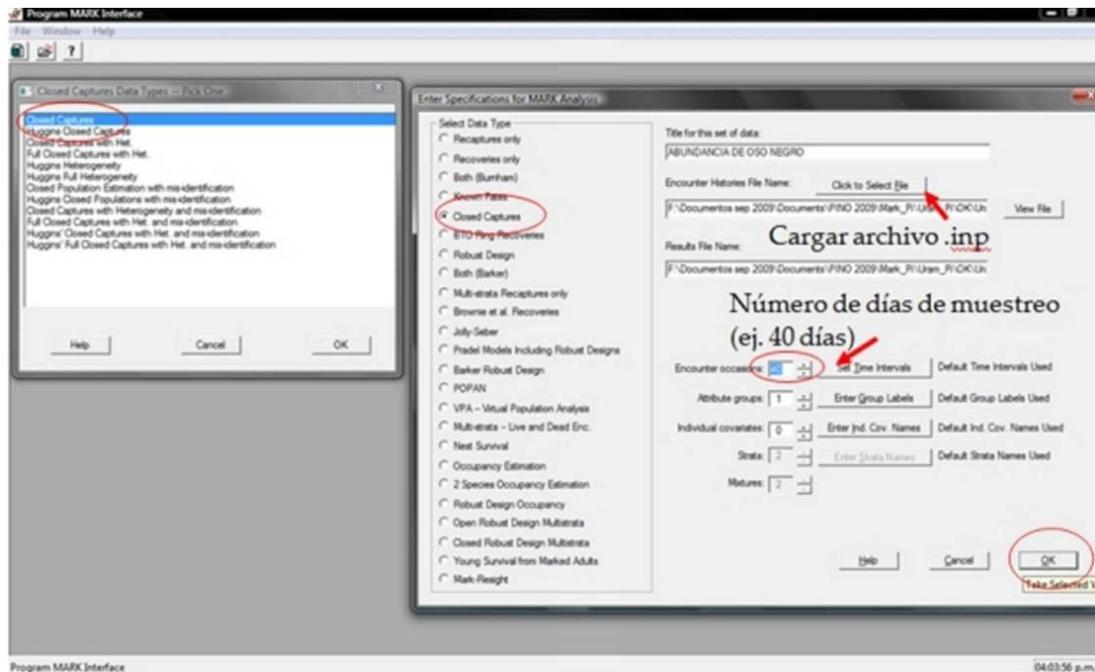


Figura 10. Interfase del programa MARK para calcular la abundancia de una población cerrada.

Aparecerá un mensaje informando el número de ocasiones y estructura de la base, se debe aceptar. Se abrirá una interfase parecida a la de inicio (Fig. 11) y

nuevamente se selecciona el ícono superior izquierdo. Al desplegarse la siguiente interfase debe seleccionarse la opción de TESTS en la sección superior central, ahí se selecciona la herramienta CAPTURE y el modelo para estimar la abundancia apropiado (Fig. 11). Finalmente los resultados del cálculo son desplegados.

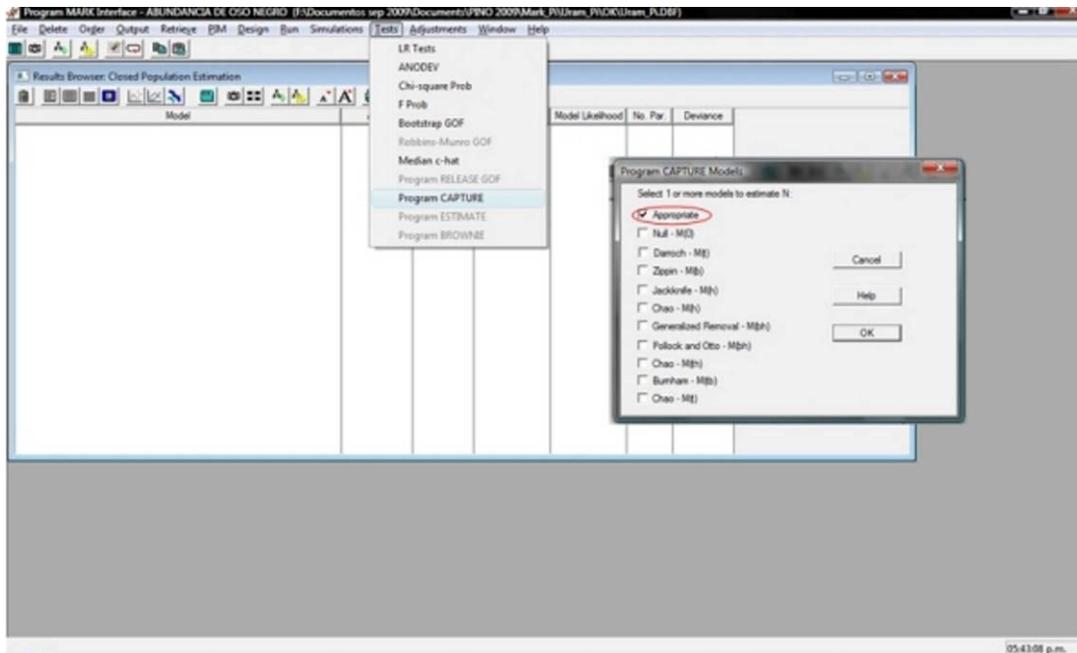


Figura 11. Interfase del programa MARK para utilizar la herramienta CAPTURE con el modelo apropiado para estimar abundancia.

El análisis arroja la variación en la probabilidad de captura, que puede ser por heterogeneidad individual $M(h)$ donde la probabilidad de captura varía entre individuos; por respuesta de conducta $M(b)$ que se refiere a que el individuo cambia su probabilidad de captura después de que es capturado por primera vez; por tiempo $M(t)$ que se refiere a que la probabilidad de captura difiere de una sesión de muestreo a otra; y por ultimo una de modelo nulo $M(o)$ que se refiere a que no hay variación en la probabilidad de captura ni por individuos ni por el tiempo. El modelo apropiado será el tenga o se acerque más a el máximo valor (1) de acuerdo al estimador Jackknife. Para el ejemplo del oso negro, el mejor modelo de probabilidad de captura fue el heterogéneo $M(h)$.

Finalmente los resultados presentan la estimación de la abundancia incluyendo el error estándar y el intervalo de confianza. En el caso del oso negro, con 13 individuos identificados a lo largo de 40 días de muestreo se obtuvo una abundancia de 16 ± 2.6 individuos para el área de estudio.

A partir de la abundancia obtenida se puede calcular la densidad dividiéndola entre el área efectiva de muestreo. En el estudio de los carnívoros, además de estimar la abundancia y densidad, es importante conocer los sitios donde es más probable que se encuentren dentro de un área determinada, ya que las especies no se distribuyen de manera homogénea, lo cual está relacionado con los requerimientos de hábitat que suponen variables ambientales, climáticas o topográficas, incluso la perturbación humana influye en el área que ocupan los animales.

Recientemente se ha desarrollado un programa que permite estimar la probabilidad de ocupación y la probabilidad de detección de las especies (PRESENCE; Hines 2006), y con ello se pueden determinar las áreas más probables donde se encuentra determinada especie. Además, para poblaciones abiertas, es decir aquellas que presentan migración, este programa permite también calcular la probabilidad de colonización y de extinción.

Las ventajas de poder calcular estas probabilidades es que permite la planeación para monitoreos a largo plazo y logrando muestreos más eficientes en tiempo y dinero (Linkie *et al.* 2006, Nichols y Mackenzie 2004). Además, los modelos de ocupación no requieren la identificación a nivel de individuo como los estimados de densidad poblacional, por lo que es posible trabajar con cualquier tipo de especies registrando únicamente la detección o no detección de la especie en el sitio de muestreo (King *et al.* 2007)

El tipo de datos que requiere PRESENCE (Hines 2006) para hacer los cálculos es una matriz compuesta por un historial de detección de la especie en la zona de estudio y covariables del sitio de muestreo o bien covariables asociadas a cada salida.

El historial de detección está compuesto por tres tipos de valores: “1” que indica que la especie fue detectada en el sitio; “0”, que indica que la especie no fue detectada en el sitio y un guion, “-“ que indica que ese sitio no fue monitoreado en esa salida, es decir que este programa a diferencia de otros, permite incluir sitios que no se muestrearon en todas las salidas y por lo tanto se desconoce si la especie está o no presente en el sitio (Linkie *et al.* 2006). Los modelos empleados por este programa consideran que un valor de “0” indica en algunos casos que la especie no se detectó en el sitio porque no ocupa el sitio, y a la vez que la especie no se detectó en el sitio porque en ese momento no fue detectada por el investigador pero que sí se encuentra en el sitio (Royle y Nichols 2003, Linkie *et al.* 2006).

El número de sitios, así como su tamaño, puede ser determinado mediante una cuadrícula de la zona de estudio. El tamaño de los “cuadros de estudio” estará determinado por la distancia mínima de separación entre trampas, que como ya se mencionó, dependerá del ámbito hogareño de la especie. Por ejemplo, para un muestreo donde las trampas se pusieron con una separación de 1 km entre sí, la cuadrícula del área de estudio estará compuesta por cuadros de 1 km² (Linkie *et al.* 2006). El número de cuadros (unidades de muestreo) estará determinado por la extensión del área de estudio (Fig. 12).

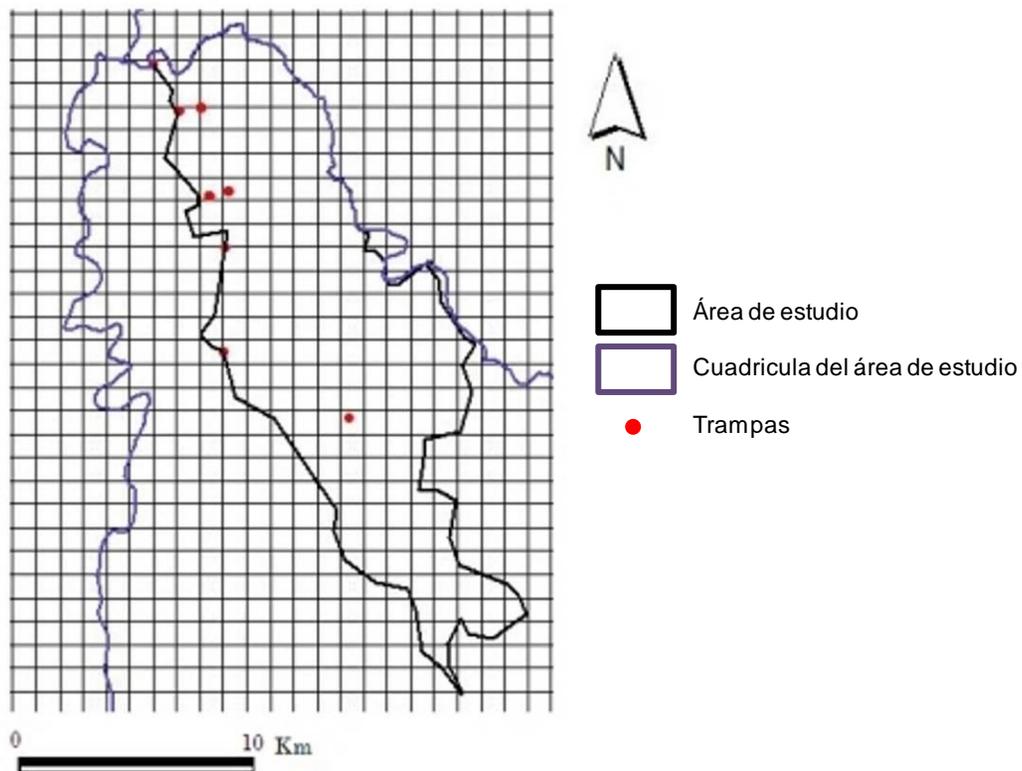


Figura 12. Cuadrícula ejemplificando la división del área de estudio en unidades de muestreo correspondientes a la separación mínima entre trampas.

Por lo tanto, la matriz de detección está compuesta por los sitios que corresponden al número de unidades de muestreo (en las filas) y por cada periodo de muestreo (columnas) el cual será determinado por el investigador dependiendo de si estudia poblaciones abiertas o poblaciones cerradas (King *et al.* 2007). Es importante mantener constante el periodo elegido entre muestreos. En el ejemplo siguiente, se tienen 13 periodos de muestreo, los cuales pueden ser días, semanas, meses o años, dependiendo del tipo de estudio y se tienen tres sitios (cuadros o unidades de muestreo). Ningún sitio fue monitoreado las 13 ocasiones, así que el programa no considerará el guión como no detección.

- Sitio 1 00011100—11

- Sitio 2 00111–001—00
- Sitio 3 —1100–00–11–

Las covariables consisten en variables asociadas al sitio de muestreo, pueden ser variables bióticas o abióticas, por ejemplo, tipos de vegetación, temperatura promedio, precipitación, carreteras, cuerpos de agua e incluso la presencia de otra especie en el sitio. Las covariables de muestreo son aquellas que pueden variar de periodo en periodo, por ejemplo, fase lunar, precipitación, temperatura, floración, etc. La matriz para las covariables se construye para cada sitio, en el caso de covariables de sitio y en el caso de covariables de muestreo, por sitio y periodo de muestreo. Las covariables pueden ser continuas o discretas. Se recomienda para el caso de variables continuas, transformarlas a decimales de tal manera que su promedio no sea superior a 1.0 (Mackenzie *et al.* 2003). El número y tipo de covariables a usar debe estar determinado por los objetivos del estudio (Mackenzie *et al.* 2003, Linkie *et al.* 2006). No es recomendable introducir muchas covariables al modelo ya que éste se complicaría tanto en su ejecución como en su interpretación.

El programa PRESENCE es de acceso gratuito y puede ser descargado desde el sitio de Internet <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>. Puede ser usado tanto en Windows® como en Mac® y Lynux®. El programa está en idioma inglés, sin embargo, los menús son sencillos de usar (Fig. 13).

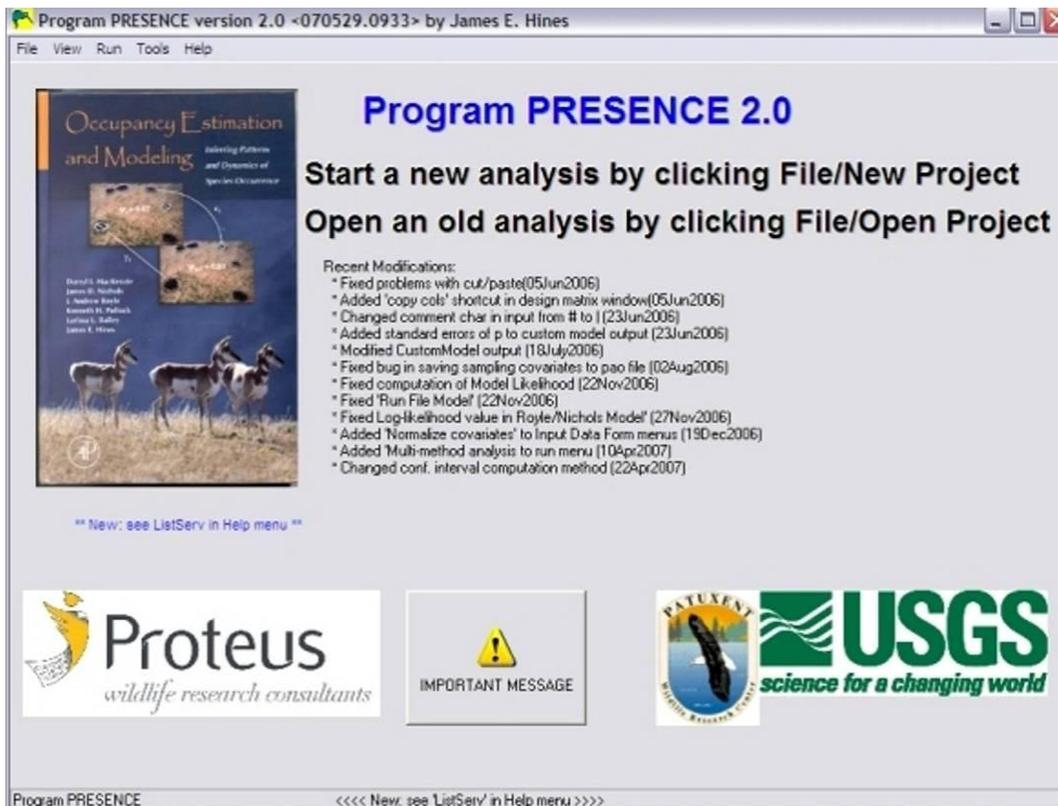


Figura 13. Interfase del programa PRESENCE.

Al crear un nuevo proyecto se pueden agregar los datos simplemente copiando y pegando desde una hoja de cálculo convencional, siempre y cuando se haya especificado con anterioridad el número de sitios, ocasiones de muestreo y variables.

Una vez que se incluyó la matriz de detección, el programa permite calcular modelos para una o varias especies, así como para muestreos de poblaciones cerradas (una temporada con varias sesiones) o bien poblaciones abiertas (varias temporadas y varias sesiones por temporada).

Se genera un modelo de probabilidad de ocupación para cada combinación de covariables, y cada modelo se muestra en una tabla de modelos ordenados por criterios estadísticos para facilitar la selección del mejor modelo (Fig. 14).

Model	AIC	deltaAIC	AIC wgt	Model Likelihood	no.Par	-2*LogLike
psi(3).gamma(h).p(t)	584.34	0.00	0.2710	1.0000	16	552.344137
psi(3).gamma(h+g).p(t)	584.35	0.01	0.2697	0.9950	17	550.347689
psi(h).gamma(h).p(t)	584.88	0.54	0.2069	0.7634	14	556.875935
psi(h).gamma(h+v).p(t)	585.27	0.93	0.1703	0.6281	15	555.273445
psi(h).gamma(h+g).p(t)	586.90	2.56	0.0754	0.2780	15	556.902380
psi(v+g+h).gamma(h+v).p(t)	593.02	8.68	0.0035	0.0130	17	559.019035
psi(v+g).gamma(.).p(t)	595.62	11.28	0.0010	0.0036	14	567.617409
psi(v+g).gamma(v).p(t)	596.42	12.08	0.0006	0.0024	15	566.424410
psi(v+g).gamma(g).p(t)	596.58	12.24	0.0006	0.0022	15	566.575947
psi(v+g).gamma(v+g).p(t)	598.01	13.67	0.0003	0.0011	16	566.009960
psi(.).gamma(v).p(t)	599.49	15.15	0.0001	0.0005	13	573.485687
psi(.).gamma(.).p(t)	599.85	15.51	0.0001	0.0004	12	575.846024
psi(v+g).gamma(v+g+h).p(t)	599.96	15.62	0.0001	0.0004	17	565.964328
psi(v).gamma(.).p(t)	600.56	16.22	0.0001	0.0003	13	574.561267
psi(.).gamma(v+g).p(t)	600.72	16.38	0.0001	0.0003	14	572.720409
psi(g).gamma(h).p(t)	600.97	16.63	0.0001	0.0002	14	572.972463
psi(h).gamma(.).p(t)	601.03	16.69	0.0001	0.0002	13	575.027521
psi(h).gamma(v+g).p(t)	603.32	18.98	0.0000	0.0001	15	573.321255

Figura 14. Pantalla con los modelos generados a partir de cada combinación de modelos.

El número de modelos generados está dado por la combinación de covariables incluidas, el siguiente ejemplo permitirá ilustrarlo mejor:

Se pretende generar el mejor modelo que explique la probabilidad de ocupación y detección de una especie. Se consideró a la población cerrada y se incluirán 2 covariables de sitio.

El número de modelos que se tienen que generar para calcular las dos probabilidades (ocupación y detección) con las dos covariables es de 25 (Cuadro 2).

Cuadro 2. Número y posibles combinaciones de modelos a partir de 2 covariables.

Id	Prob. ocupación	Prob. Detección
1	•	•
2	•	1
3	•	2
4	•	1 + 2
5	•	T
6	1	•
7	1	1
8	1	2
9	1	1 + 2
10	1	T
11	2	•
12	2	1
13	2	2
14	2	1 + 2
15	2	T
16	1 + 2	•
17	1 + 2	1
18	1 + 2	2
19	1 + 2	1 + 2
20	1 + 2	T
21	t	•
22	t	1
23	t	2
24	t	1 + 2
25	t	T

• se refiere a que no incorpora ninguna covariable. 1, 2, son las covariables y su combinación, t, se refiere a incluir el tiempo en el modelo.

Junto con cada modelo se obtiene un listado en formato de texto (*.txt) de las probabilidades de ocurrencia y detección por sitio. Estas probabilidades varían de acuerdo al modelo seleccionado.

Ejemplo en población abierta.

Se tiene una población de jaguares los cuales han sido monitoreados con trampas cámara por un periodo de 10 años. Dado que a lo largo de los 10 años, diferentes personas participaron en el proyecto, no todos los sitios fueron monitoreados en todos los años.

El primer paso es determinar la cuadrícula que corresponderá a los sitios de muestreo, y determinar cuáles de de estos fueron monitoreados cada año. Esta se

determinó con un tamaño de cuadro de 1 Km² (Torre *et al.* 2003, Hegglin *et al.* 2004) y se asignó a cada sitio (cuadro) la presencia o ausencia de jaguar. El no muestreo (–) se asignó a aquellos sitios que no fueron monitoreados en ese año. Posteriormente se asignaron tres covariables a cada sitio y todos los datos fueron añadidos al programa (Fig. 15).

data	2-1	3-1	4-1	5-1	6-1	7-1	8-1	9-1	10-1	11-1
site 246	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
site 247	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
site 248	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
site 249	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
site 250	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
site 251	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
site 252	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
site 253	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-
site 254	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
site 255	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
site 256	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
site 257	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
site 258	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
site 259	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
site 260	-	-	0	-	0	-	0	-	-	-
site 261	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-
site 262	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-
site 263	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-
site 264	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Figura 15. Datos introducidos al programa desde una hoja de cálculo.

Los modelos se elaboraron considerando la población abierta y a cada año como un periodo de muestreo (King *et al.* 2007) y se seleccionó la opción de obtener probabilidades de ocupación (psi), colonización (gamma) y detección (p) por así requerirlo el proyecto.

Una vez que se corrieron todas las posibles combinaciones de modelos con cada covariable, se seleccionó el mejor modelo de acuerdo al criterio de valor de AIC el cual es calculado por el programa. El modelo con el menor valor de AIC es el mejor del total de modelos. Se obtuvieron las probabilidades por sitio y estas se asociaron a un mapa con la finalidad de obtener una imagen de los sitios con mayor probabilidad (Fig. 16).

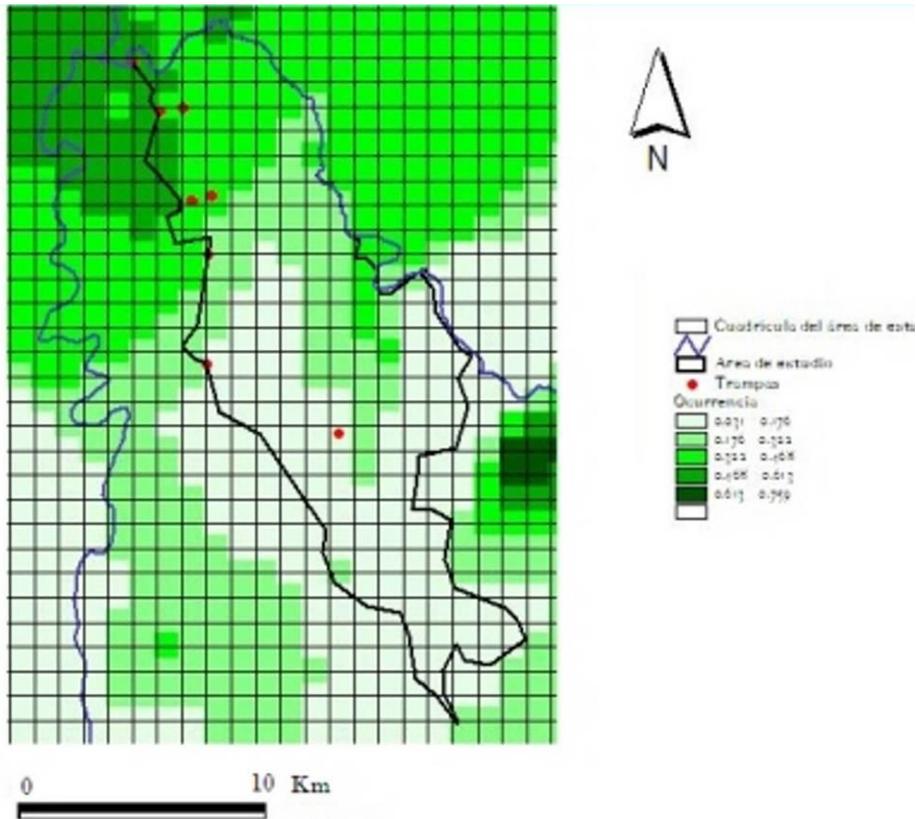


Figura 16. Imagen representando los sitios de muestreo ya asociados a una probabilidad de ocupación.

El procedimiento es el mismo para poblaciones cerradas, la diferencia radica en la interfase del programa, seleccionar sesión simple, es decir, una temporada de muestreo y únicamente se podrán obtener estimados de ocupación y detección.

BIBLIOGRAFIA

- Aranda, M. 2000. *Huellas y otros rastros de los mamíferos grandes y medianos de México*. Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Ver.
- Cantú–Salazar, L., M.G. Hidalgo Mihart, y C.A. López González. 1998. Efecto del cambio de uso de suelo sobre la abundancia de algunos mamíferos en un bosque tropical seco de la costa de Jalisco. Pp. 47–52. In: *XVI Simposio sobre Fauna Silvestre Gral. MV Manuel Cabrera Valtierra*. Octubre 28–31, 1998. Monterrey, N.L.
- Carbone, C., S. Christie, K. Conforti, T. Coulson, N. Franklin, J.R. Ginsberg, M. Griffiths, J. Holden, K. Kawanishi, M. Kinnaird, R. Laidlaw, A. Lynam, D.W. MacDonald, D. Martyr, C. McDougal, L. Nath, T. O'Brien, J. Seidensticker, D.J.L. Smith, M. Sunquist, R. Tilson y W.N. Wan Shahridin. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation* 4: 75–79.
- Conner, M.C., R.F. Labisky, y D.R. Progulsk, Jr. 1983. Scent–station indices as measures of population abundance for bobcats, raccoons, gray foxes, and opossums. *Wildlife Society Bulletin* 11:146–152.
- Elbroch, M. 2003. *Mammal tracks & sign. A guide to North American species*. Stackpole Books, Mechanicsburg, Pennsylvania.
- Harding, E.K., D.F. Doak, y J.D. Albertson. 2001. Evaluating the effectiveness of predator control: The non–native red fox as a case study. *Conservation Biology* 15:1114–1122.
- Hegglin, D., F. Bontadina, S. Gloor, J. Swild, U. Müller, U. Breitenmoser, y P. Deplazes. 2004. Baiting red foxes in an urban area: a camera trap study. *Journal of Wildlife Management*. 68:1010–1017.
- Hines, J. E. 2006. PRESENCE 2–Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS–PWRC. <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>

- Karanth, K.U., J.D. Nichols y N. Samba Kumar. 2004. Photographic sampling of elusive mammals in tropical forests. Pp. 229–247. In: Thompson, W.L. (Ed.). *Sampling rare and elusive species: concepts, designs or elusive species*. Island Press, Washington.
- Kelly, M.J., A.J. Noss, M.S. Di Bitetti, L. Maffei, R.L. Arispe, A. Paviolo, C.D. De Angelo, y Y.E. Di Blanco. 2008. Estimating puma densities from camera trapping across three study sites: Bolivia, Argentina, and Belize. *Journal of Mammalogy* 89:408–418.
- King, C.M., R.M. McDonald, R.D. Martin, D.I. MacKenzie, G.W. Tempero y S.J. Holmes. 2007. Continuous monitoring of predator control operations at landscape scale. *Ecological Management & Restoration* 8:133–139.
- Linhart, S.B. y F.F. Knowlton. 1975. Determining the relative abundance of coyotes by scent station lines. *Wildlife Society Bulletin* 3:119–124.
- Linkie, M., G. Chapron, D. Martyr, J. Holden y N. Leader–Williams. 2006. Assessing the viability of tiger subpopulations in a fragmented landscape. *Journal of Applied Ecology* 43:576–586.
- MacKenzie, D.I., J.D. Nichols, J.E. Hines, M.G. Knutson y A.B. Franklin. 2003. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84:2200–2207.
- Maffei, L., E. Cuéllar y A. Noss. 2004. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa–Iya National Park. *Journal of Zoology* 262: 295–304.
- Nichols, J. y D. MacKenzie. 2004. Abundance estimation and conservation biology. *Biodiversity and Conservation* 27:437– 439.
- Ponce Guevara, E., K. Pelz Serrano y C.A. López González. 2005. Coyote abundance in relation to the habitat characteristics in Sierra San Luis, Sonora, Mexico. Pp. 337–340. In: G.J. Gottfried, B.S. Gebow, L.G. Eskew y C. Edminster (Eds.). *Connecting mountain islands and desert seas: biodiversity and management of the Madrean Archipelago II*. 2004 May 11–15; Tucson, Arizona. Proceedings

- RMRS–P–36. U. S. Forest Service. Fort Collins, Colorado: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Reid, F. 2001. *A field guide to the mammals of Central America & southeast Mexico*. Oxford University Press, New York.
- Royle, A. y J. Nichols. 2003. Estimating abundance from repeated presence–absence data or point counts. *Ecology* 84:777–790.
- Sargeant, G.A., D.H. Johnson y W.E. Berg. 1998. Interpreting carnivore scent–station surveys. *Journal of Wildlife Management* 62:1235–1245.
- Silver, S.C., L.E.T. Ostro, L.K. Marsh, L. Maffel, A.J. Noss, M.J. Nelly, R.K. Wallace, H. Gomez y G. Ayala Crespo. 2004. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38: 148–154.
- Stephens, P.A., O.Y. Zaumyslova, D.G. Miquelle, A.I. Myslenkov y G.D. Hayward. 2006. Estimating population density from indirect sign: track counts and the Formozov–Malyshev–Pereleshin formula. *Animal Conservation* 9:339–348.
- Torre, I., A. Arrizabalaga y C. Flaquer. 2003. Estudio de la distribución y abundancia de carnívoros en el parque natural del Montnegre i el corredor mediante trampeo fotográfico. *Galemys* 15:15–28.
- Trolle, M. y M. Kéry. 2003. Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture–recapture analysis of camera–trapping data. *Journal of Mammalogy* 84: 607–614.
- White, G.C. 1996. NOREMARK: population estimation from mark–resighting surveys. *Wildlife Society Bulletin* 24:50–52.
- White, G.C. 2008. Mark and recapture parameter estimation. Version 6.0. Colorado State University. <http://welcome.warnercnr.colostate.edu/~gwhite/mark/mark.htm>. Fecha de Consulta: 19/07/2009.
- Wilson, [G.J.](#) y [R.J. Delahay](#). 2001. A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation. *Wildlife Research* 28:151–164.
- Yasuda, M. 2004. Monitoring diversity and abundance of mammals with camera traps: a case study on Mount Tsukuba, central Japan. *Mammals Study* 29:37–46.

Zielinski, W.J. y H.B. Stauffer. 1996. Monitoring *Martes* populations in California: survey design and power analysis. *Ecological Applications* 6:1254–1267.

Capítulo 7

CINCO METODOS SENCILLOS PARA ESTIMAR EL TAMAÑO DE LAS POBLACIONES DE FAUNA SILVESTRE

Alberto González Romero

La abundancia de las especies puede ser medida de varias formas, sin embargo existen tres maneras fundamentales para hacerlo:

- A.** Calcular el número de animales en una población (censo),
- B.** Calcular el número de animales por unidad de área (densidad absoluta),
- C.** Calcular el número de animales en una población en relación a otra (densidad relativa).

En estudios a largo y/o corto plazo como los estudios de inventarios, especies cinegéticas, plagas, impactos ambientales y ordenamientos ecológicos, el conocer el tamaño de una población rara vez es útil debido a que las fronteras (límites) son difíciles de definir, es decir no se sabe en donde comienza una población y en donde termina otra. La densidad absoluta también rara vez es necesario conocerla, únicamente se utiliza cuando se trata de la explotación sostenida de una especie o en otro tipo de estudios especializados que tienen que ver con la conservación de especies en peligro de extinción, zoogeografía o trabajos de genética de poblaciones.

En la mayoría de los estudios, el conocer la densidad relativa o un índice de densidad es todo lo que se necesita saber. A pesar de que existen muchos ejemplos en la literatura, Usted puede Crear su propio índice que le permita comparar a las poblaciones en el tiempo o de un lugar a otro mediante una técnica estandarizada. Por ejemplo: existe una reducción del 65% de ratas en una parcela tratada con rodenticidas; Hay 32% más especies de reptiles en la selva mediana que en los potreros, la riqueza

específica del corredor turístico se redujo un 20% con respecto al año anterior, etc.

Algunos ejemplos de índices son: número de animales por esfuerzo de captura (animales capturados por 100 trampas); número de excretas de la rata gris por m²; número de madrigueras de tuzas por ha; número de pájaros de una especie por km de carretera, número de venados por hora de recorrido nocturno, número de lagartijas por hora recorrida en el matorral espinoso, número de huellas de venado por km de brecha, entre otros (Cuadro 1).

Cuadro 1. Definiciones de los términos de abundancia relativa para vertebrados de acuerdo a como son utilizados por el Bureau of Land Management–USDI (Call 1982).

PECES

- A**–Tasa de captura muy alta utilizando dispositivos electrónicos o redes agalleras.
- C**–Tasa de captura moderada utilizando dispositivos electrónicos o redes agalleras.
- PC**–Tasa baja de captura utilizando dispositivos electrónicos o redes agalleras.
- B**–Tasa de captura extremadamente baja utilizando dispositivos electrónicos o redes agalleras.

ANFIBIOS Y REPTILES

- A**–Especies que están presentes en todos los hábitats revisados y con una frecuencia alta de verificación.
- C**–Especies que ocurren de forma moderada o abundante en varios hábitats con una frecuencia moderada de verificación.
- PC**–Aquellas especies que presentan pequeñas poblaciones o están presentes en pocos hábitats por lo que la frecuencia de verificación se presentará únicamente en algunos hábitats.
- R**–Aquellas especies que tienen poblaciones extremadamente pequeñas y aisladas presentes en uno o dos hábitats, o en un microhábitat especial. Generalmente se registran una vez o nunca.

AVES

- A**–Especies que siempre son vistas en grandes números en todos los hábitats.
- C**–Especies que son vistas en grandes números en los hábitats adecuados.
- PC**–Especies que no son vistas con frecuencia pero que están dentro de la distribución normal.
- R**–Especies que no es frecuente ver en las áreas de estudio o que están fuera de la distribución normal.
- M**–Especies que están presentes en el área de estudio solamente en un período del año durante las migraciones.

MAMÍFEROS

a) Especies de caza mayor

- A**–Especies que son vistas frecuentemente y en números grandes por un observador cada vez que va al hábitat adecuado en la época adecuada.
- C**–Especies que pueden ser vistas la mayoría del tiempo en números reducidos en su hábitat en la época adecuada.

PC–Especies que son vistas regularmente en pequeños números en los ambientes y épocas adecuados.

R–Especies que ocupan únicamente una pequeña parte de su hábitat adecuado o están presentes en un hábitat específico y limitado.

b) Especies de caza menor y no de caza

A–Especies frecuentemente observadas y/o capturadas en buen número.

C–Especies a menudo observadas y/o capturadas.

PC–Especies poco observadas y/o capturadas, presentes en bajo número.

R–Especies rara vez observadas y/o capturadas, presentes en muy bajos números.

SC–Especies comunes durante una o dos temporadas del año, pero siempre en la misma época.

SA–Especies abundantes durante una o dos temporadas del año, pero siempre en la misma época.

A=Abundante, **B**=Capturas extremadamente bajas en peces, **C**=Común, **M**=Migratorios, **PC**=Poco común, **SC**=Comunes estacionalmente, **R**=Raro, **SA**=Abundantes estacionalmente.

Siempre que pueda utilice índices de abundancia relativa, simplemente porque el cálculo de la densidad absoluta requiere del cumplimiento de un número enorme de requisitos y supuestos que son muy difíciles de cumplir en el campo trabajando con poblaciones silvestres.

Los métodos para calcular la densidad absoluta de las poblaciones son muy caros y requieren de mucha gente y tiempo. Desafortunadamente, las personas que trabajan en la evaluación de impactos ambientales y ordenamientos ecológicos tienen por lo regular muy poco tiempo para hacer las cosas, debido principalmente a presiones políticas y económicas. Ante tal situación lo único que se puede hacer es:

- 1) Estar lo mejor preparado posible.
- 2) Siempre realizar una revisión bibliográfica exhaustiva sobre la región que vamos a trabajar (fisiografía, flora, fauna, cultura, etc.).
- 3) Hacer las cosas lo mejor que podamos en el tiempo que nos den y con los recursos disponibles.

Recuerde que no es necesario utilizar metodologías sofisticadas, ya que los métodos sencillos nos pueden dar la información que necesitamos, siempre y cuando

los apliquemos correctamente. En la evaluación de las poblaciones nos basta en general con calcular la densidad relativa de la fauna, y lo importante para tener éxito es estandarizar el método empleado. Por ejemplo: siempre utilice el mismo tipo y número de trampas con el mismo cebo, dispuestas en la misma forma (transecto o cuadrado) y a la misma distancia una de la otra. A continuación se dan ejemplos de como estimar la población de la fauna utilizando cinco métodos diferentes:

MÉTODO 1. DENSIDAD RELATIVA.

En forma ideal, la relación entre los índices y la densidad absoluta debe de ser lineal al origen. En este caso, si se duplica la densidad absoluta, se duplica el índice. Sin embargo, esta situación es muy rara y la relación es más bien curvilínea. Cuando esto ocurre, al duplicarse el índice no implica que la densidad absoluta se duplica, por lo que los índices únicamente nos sirven para comparar poblaciones (por ejemplo, había más ratas antes de cebar que después de cebar).

El capturar animales con trampas de una sola captura es un caso como el anterior. Entonces la relación entre la frecuencia de captura (número de animales capturados/trampa) NO ES LINEAL CON LA DENSIDAD ABSOLUTA.

Por lo tanto, si utiliza trampas, tenga en mente que cada vez que se atrapa a un animal, una trampa queda fuera de servicio, por lo tanto el número de trampas disponibles para atrapar animales disminuye progresivamente a lo largo del período de trampeo. La proporción de trampas capturando animales es una frecuencia de captura, que está relacionada con el número de animales que podrían haber sido capturados si las trampas fueran capaces de capturas múltiples. A esto se le conoce como densidad de captura. En otras palabras, la frecuencia de captura (número de animales capturados/trampas) NO es lineal con la densidad poblacional absoluta, pero la densidad de captura SI es lineal. Por lo tanto, la frecuencia de captura (f) deberá ser convertida siempre a densidad de captura (X) antes de comparar a las poblaciones y se resume en la Ecuación 1:

$$f = 1 - e^{-x} \quad \text{Ecuación 1}$$

Ejemplo: Supongamos que para comparar la densidad de roedores en dos campos agrícolas sembrados con trigo colocamos dos transectos de 100 trampas en cada uno de los campos y al día siguiente encontramos que en el campo (A) capturamos 40 ratas y 80 en el (B) (Cuadro 2).

Si se utilizara la frecuencia de captura, parecería que hay casi dos veces más ratas en el campo (B) que en el (A). Cuando utilizamos la densidad de captura, el verdadero resultado nos indica que en (B) hay cerca de tres veces más ratas que en (A).

Cuadro 2. Ejemplo del cálculo de la densidad relativa de roedores en dos campos agrícolas.

Variable	Campo A	Campo B
Frecuencia de captura/trampa (f)	0.4	0.8
Proporción de trampas que no capturaron nada ($1-f$)	0.6	0.2
Densidad de captura/trampa (X)* cuando $(1-f) = e^{-X}$	0.5	1.6

* La densidad de captura (X) se obtiene buscando los números del renglón $(1-f)$ en la tabla de funciones exponenciales de $-X$, anexa (Caughley 1977).

Cuando utilice este método de densidad relativa utilizando trampas siempre tenga cuidado de dar sus resultados como **DENSIDAD DE CAPTURA**.

MÉTODO 2. CAPTURA-RECAPTURA (Lincoln-Petersen).

Este método, es muy popular para estimar el tamaño de la población de una especie altamente móvil, como lo son todos los vertebrados. Este método se conoce también como marcaje-recaptura. En honor a algunos contribuyentes al desarrollo del método, los biólogos pesqueros se refieren a él como el método de Petersen, los ornitólogos y mastozoólogos lo llaman método de Lincoln y los ecólogos en forma diplomática lo llaman el método de Lincoln-Petersen. En torno a este método de captura-recaptura,

se ha acumulado gran cantidad de literatura.

Un número de individuos son capturados y marcados de una forma identificable, y liberados en un periodo corto de tiempo. En una fecha posterior se captura otra muestra de la población. Algunos de los individuos capturados la segunda ocasión, pueden identificarse como pertenecientes a la primera muestra marcada. Obviamente, si la población es grande, los individuos marcados se diluyeron entre los otros, y solamente unos cuantos se espera encontrar en la segunda muestra. Pero si la población es relativamente pequeña, entonces más individuos marcados se pueden esperar en la segunda muestra. De hecho, si varias suposiciones sobre el muestreo y la distribución de los animales son correctas, entonces la proporción de individuos marcados en la segunda muestra es la misma que la de la población completa, y el tamaño de la población puede ser estimada como sigue:

Asuma que la población total a ser estimada contiene N individuos. De esta población tome una muestra de M , marque estos animales, y regréselos a la población. Más tarde, tome una segunda muestra de n individuos de la población, y esta muestra contendrá R individuos recapturados (ejemplo, los animales capturados y marcados en la primera muestra). Entonces, el tamaño de la población, N , se debe de estimar por la Ecuación 2 y 3:

$$\frac{M}{N} = \frac{R}{n} \quad \text{Ecuación 2}$$

$$\frac{N}{M} = \frac{n}{R} \quad \text{Ecuación 3}$$

La Ecuación (2) dice que la proporción de individuos marcados en la población es igual a la proporción de individuos marcados en una muestra al azar tomada de la población. En forma equivalente, la Ecuación (3), dice que la relación de la población total al número de animales marcados en la primera ocasión es igual a la relación entre

la proporción del número capturado en la segunda ocasión al número que fue recapturado en la segunda ocasión. Mediante el arreglo de la Ecuación 4 nos queda:

$$N = M n / R \quad \text{Ecuación 4}$$

Así que la Ecuación 4 estima el tamaño de la población **N**.

La teoría detrás de este método para estimar el tamaño de la población, se ejemplifica mediante un ejercicio de laboratorio utilizando objetos inanimados. Suponga que toma 200 pelotitas blancas de una olla que tiene un número desconocido de pelotitas blancas, píntelas de negro, y regréselas a la olla, y mezcle las pelotitas muy bien en la olla. Si después usted saca 250 pelotitas de la olla y encuentra que 50 de ellas son negras, entonces $N = 200$, $n = 250$ y $R = 50$, y el número total de pelotitas (N) puede estimarse utilizando la Ecuación 3:

$$N = M n / R = (200) (250) / 50 = 1000.$$

Note que si alguien llega después de que usted removió las pelotitas marcadas de la olla, y recoge 100 pelotitas en forma al azar, usted seguirá teniendo la misma proporción de pelotitas blancas con respecto a las negras, y por lo tanto usted aún podrá estimar el número original de pelotitas en la olla. Esta situación es análoga a la mortalidad o a la migración al azar en una población, como se verá mas adelante.

Se ha demostrado, de cualquier forma, que la Ecuación (4) sobrestima el verdadero tamaño de la población a largo plazo (por ejemplo, está sesgado), pero este sesgo puede ser reducido utilizando la Ecuación 5:

$$N = \frac{M(n+1)}{R+1} \quad \text{Ecuación 5}$$

que asume que la fracción n/N es pequeña. Utilizando el ejemplo anterior,

$$N = (200)(250 + 1) / (50 + 1) = 984$$

Al igual que en todas las estimaciones de poblaciones realizadas con muestras, existe una incertidumbre ocasionada por el error asociado con examinar una muestra en lugar de la población completa. Una medida de este error que expresa la incertidumbre de una estimación de población por captura–recaptura es el error estándar computado como lo muestra la Ecuación 6:

$$SE = M^2 (n+1)(n-R) / (R+1)(R*2) \quad \text{Ecuación 6}$$

Para nuestro ejemplo:

$$SE = \sqrt{200^2 (250+1) (250-50) / (50+1)^2 (250+2)} = 121.8$$

La precisión con la que la técnica de captura–recaptura estima el tamaño de población es inversamente dependiente del número de animales marcados recapturados. Por lo tanto trate de obtener una R razonablemente mayor, haciendo la n más grande. Aproximadamente los intervalos de confianza para la estimación de captura–recaptura deben ser calculados del error estándar. Un intervalo de confianza 1 – α debe de ser computado como lo muestra la Ecuación 7:

$$N(t)(SE) \quad \text{Ecuación 7}$$

donde t se obtiene de la tabla de t de Student para $DF = \infty$ (por ejemplo: el cálculo de un intervalo de confianza de 95% utilizaría $t = 1.96$, y uno utilizaría $t = 2.58$ para un intervalo de confianza del 99%). Para nuestro ejemplo, el intervalo de confianza para 95% se calcularía como:

$$984 (1.96) (121.8) = 9\ 844 \pm 238.$$

Por lo tanto con un intervalo de confianza de 95%, podríamos decir que el tamaño real de la población esta entre 746 y 1 222 animales.

Una prueba aproximada para conocer las diferencias entre el tamaño de dos poblaciones calculadas por captura–recaptura se muestra en al Ecuación 8:

$$T = \frac{N_1 - N_2}{\sqrt{(SE)_1^2 + (SE)_2^2}} \quad \text{Ecuación 8}$$

donde los índices 1 y 2 se refieren a las dos poblaciones que se están comparando. Para esta prueba utilice grados de libertad $DF = \infty$.

IMPORTANTE: El índice de Lincoln–Petersen depende de los siguientes supuestos:

1. *Todos los animales son igualmente capturables,*
2. *Ningún animal nace ni migra hacia la población entre el marcado y la recaptura,*
3. *Los animales marcados y no marcados mueren o emigran a la misma tasa,*
4. *Ninguna marca se pierde.*

Además de darnos un número, este método nos permite obtener otros datos

como pesos, sexos, edades, medidas. Para obtener una estimación de la densidad (D), necesitamos estimar el área (A) muestreada para estimar el tamaño de la población (N) según la Ecuación 9:

$$D = N / A \quad \text{Ecuación 9}$$

Se han propuesto muchas variantes para corregir algunas limitaciones de la técnica de Lincoln–Petersen. Estos métodos más novedosos a menudo utilizan la teoría y los métodos de muestreos basados en múltiples capturas y múltiples recapturas. Mientras que tales procedimientos pueden en algunos casos darnos estimaciones más precisas que el método de Lincoln–Petersen, típicamente requieren de más tiempo y esfuerzo y pueden llegar a tener mayores restricciones en cuanto a sus supuestos.

MÉTODO 3. CONTEO DE GRUPOS FECALES.

Este método es uno de los más utilizados en el mundo entero para la estimación de la densidad de algunas especies de la fauna silvestre, principalmente se utiliza para conocer las poblaciones de ungulados (venados, antílopes, alces, etc.), pero también se ha utilizado con éxito para evaluar poblaciones de lagomorfos (liebres y conejos).

El método consiste en colocar 40 áreas circulares de 10m^2 (para ungulados, 1m^2 para conejos) a lo largo de un transecto de longitud variable (dependiendo del terreno) en terrenos abiertos las áreas se colocan cada 20 m y en áreas cerradas cada 10m. Mientras más transectos se hagan, mejor será el cálculo de la densidad de la población que estemos estimando. Un número de 10 transectos por área puede ser adecuado para la mayoría de los casos. Para estimar la densidad de animales por este medio, es necesario contar también con la tasa de defecación particular de la especie y con el tiempo de depósito de los excrementos en el campo. **Nota: utilizando una cuerda de 1.78 m de longitud (radio del círculo), podemos revisar círculos de 10 m^2 .**

Para conocer el tiempo de depósito de los excrementos (pellets) es necesario que nuestros transectos sean fijo y que conforme lo marquemos, vayamos limpiando las

áreas de muestreo (eliminando los pellets presentes), de esta forma cuando comencemos con el muestreo, tendremos la certeza del tiempo de depósito que los grupos fecales que encontremos. Las tasas de defecación son variables de especie a especie y de región a región, pero si no tenemos la posibilidad de hacer un estudio específico para conocer este dato en nuestra zona en particular, debemos utilizar como convencional la tasa de 13 grupos fecales por día para los venados.

La Ecuación 10 de Eberhardt y Van Etten (1956) sirve para estimar la población es la :

$$D_{ind/ha} = \frac{(NP)(PG)}{(TP)(TD)} \quad \text{Ecuación 10}$$

donde **NP** es el número de parcelas por hectárea, **PG** es la proporción de grupos fecales por parcela, **TP** el tiempo de depósito (en días) de las excretas y **TD** es la tasa de defecación de la especies en cuestión (13 grupos en promedio para venado cola blanca, buras y berrendos; 491 pellets para conejos y 547 para liebres).

Ejemplo: Supongamos que estamos evaluando la población de venados buras en un rancho en el Norte de México y que el muestreo se hace anualmente (365 días) y en nuestro transecto tenemos 400 plots (áreas) de 0.004ha de superficie y que durante el muestreo encontramos 500 grupos fecales. Aplicando entonces la fórmula de Eberhardt y Van Etten descrita anteriormente podemos calcular la densidad de venados en el rancho como sigue:

1. Número de plots (áreas) muestreados = 400
2. Tamaño de los plots (áreas) = 0.004ha (40m²)
3. Tiempo de depósito de los grupos fecales = 365 días (un año)

4. Grupo fecales contados y removidos = 500
5. Proporción de los grupos fecales
6. Grupos fecales/número de plots = $500/400 = 1.25$

Teniendo los datos anteriores, procedemos de la siguiente manera:

1. Área muestreada = Número de plots x el tamaño del área = $400 \times .004 = 1.6$ ha
2. Grupos fecales/área/tiempo = grupos contados/área muestreada
 - a) Grupos/ha/año = $500/1.6 = 312.5$ (proporción de grupos fecales)
3. Animales/área/tiempo = grupos fecales/ha/tiempo
 - a) venados/ha/año = $312.5/13 \times 365 = 0.0659$ venados por hectárea
 - b) venados/km²/año = animales/ha x 100ha = $0.0659 \times 100 = 6.59$ venados por km².

METODO 4. ESTACIONES OLFATIVAS PARA CARNIVOROS (*Densidad Relativa*).

Este método representa en muchas ocasiones la única posibilidad de conocer el comportamiento de los carnívoros, ya que este grupo de mamíferos por lo general es difícil de ver y de capturar, por lo que la única posibilidad de evaluar su población es a través de este método indirecto que nos proporciona no un dato de densidad, sino un índice de la densidad, con el cual nosotros podemos comparar las tendencias de las poblaciones entre regiones, estado, ranchos, años, etc.

La aplicación de este método es sencillo: se deben colocar áreas de muestreo de 1m de diámetro a lo largo de transectos, cada área se debe de preparar aflojando y cerniendo tierra fina, en el centro del círculo, se coloca un atrayente (huevo podrido, calamar, fruta etc.), idealmente se utilizan pastillas de ácidos grasos (Scented predator survey disks) fabricados por USDA, Pocatello, Idaho, U.S.A., la distancia entre estaciones dependerá de la especie que se trate y del tipo de hábitat. Para evaluar coyotes se deben de poner las estaciones cada 500 m, para gato montés 300 m, para mapaches y otras especies medianas 250 m. Si el hábitat a evaluar es cerrado, las estaciones pueden ponerse más cerca una de otra pero nunca menos de 100 m para animales medianos y 50 m para especies pequeñas.

El número de estaciones a revisar depende del terreno a evaluar pero no deben de ser menos de 10. Lo mismo aplica para el número de transectos, ya que dependerá del hábitat, pero la distancia entre éstos, debe ser al menos la misma que existe entre estaciones y de preferencia en línea recta y al azar para mantener lo más que se pueda la independencia entre transectos y estaciones. Para fines prácticos, en muchos casos se utilizan los caminos para colocar las estaciones ya que éstas pueden revisarse más rápido en un vehículo, además se sabe que muchas especies (coyotes, zorras, mapaches, tlacuaches, gatos etc.) gustan de transitar por las terracerías y otros caminos. Por lo menos debemos tener dos repeticiones (dos transectos) por hábitat y revisarlos por lo menos dos días por período de muestreo.

Otra cosa importante para asegurar el buen funcionamiento de las estaciones olfativas, es el activarlas mediante la impresión en la tierra fina de una mano (huella de la mano), esto nos asegura que al revisarlas estén activas. Si una estación carece de la huella de la mano no la tomamos como activa, ya que significa que por otra razón (viento, lluvia) las huellas que esperamos encontrar a lo mejor fueron borradas.

Teniendo en cuenta el procedimiento anterior, el índice de visitas se calcula utilizando la siguiente fórmula:

$$\text{Índice de Visitas} = \text{Total de visitas} / \text{Total de estaciones activas al día} \times 1\,000$$

METODO 5. NUMERO-QUE-SE-SABE-VIVO

La mayoría de las estimaciones que realizan los manejadores, son actos de fe. Nunca hay la certeza de que la población cumpla con los supuestos de los modelos, tampoco si la estimación es muy exacta, tampoco si los límites de confianza tienen mucho que ver con la realidad. Mientras más complicado es el modelo, es más grande la incertidumbre. Muchos ecólogos particularmente aquellos que trabajan con pequeños mamíferos, han decidido que el trabajo necesario para obtener una estimación de población sin sesgo no vale la pena el esfuerzo. Ellos prefieren una estimación, quizás poco exacta, pero predecible en que dirección y que no dependa de un cúmulo de supuestos de dudosa realización. De ahí la estimación del **número-que-se-sabe-vivo**, es decir el número de animales que el investigador sabe que viven en su área de muestreo. Esta estimación para las poblaciones de pequeños mamíferos se lleva a cabo mediante trampeos intensivos de un área por un período corto de tiempo. Cada uno de los animales es marcado la primera vez. La estimación de la población viene a ser la suma de los animales marcados por primera vez en el período. Tal estimación se sabe que esta subestimada, pero tiene la ventaja de manejar un número real, no un concepto abstracto con el cual trabajar.

La estimación del **número-que-se-sabe-vivo** es a menudo el más apropiado para el manejo de la fauna silvestre. Existen muchos problemas de conservación y cosecha para muchas especies, para los cuales una sobre-estimación de la población puede llevarnos a una decisión inadecuada. Por otro lado una sub-estimación puede darnos medidas inapropiadas de manejo pero enteramente seguras. El castigo para una estimación pobre está a menudo distribuido asimétricamente alrededor de la población real. No es bueno sobrestimar la población de una especie en peligro de extinción. Tampoco es seguro aplicar una cuota de cosecha que se cree segura para una población que usted estimó, para una población más reducida de lo que usted piensa. Por lo tanto las consecuencias indeseables de una sobre-estimación son considerablemente mayores que en una población subestimada, el **número-que-se-sabe-vivo**, es a menudo la estimación más apropiada con la cual trabajar.

Aunque el **número-que-se-sabe-vivo**, es utilizado algunas veces como una estimación única del tamaño de una población, es más comúnmente utilizada para seguir un patrón del tamaño de una población. Las reglas operativas de estos dos usos son claramente diferentes. En el primer ejercicio nosotros buscamos una estimación lo más precisa que podamos. En el segundo buscamos la consistencia de un método entre varias estimaciones, de tal forma que el sesgo se mantiene constante. En el primer caso, ponemos el mayor esfuerzo de muestreo que podamos. En el segundo ponemos exactamente el mismo esfuerzo de muestreo en cada conteo o trampeo. De otro modo las tendencias de las estimaciones reflejarán únicamente las variaciones en el esfuerzo de captura.

Una falla muy común en las investigaciones ecológicas, es alzar el **número-que-se-sabe-vivo** (porque fueron capturados) en una ocasión por el número de animales no capturados en esa ocasión, pero que deberían de estar ahí porque fueron capturados tanto en previas como subsecuentes ocasiones. Aunque la exactitud de la estimación del número absoluto es ahí realizada, y la consistencia de la serie de estimaciones es disminuida. Las estimaciones para el primer caso son entonces infladas en relación con respecto a aquellas de las siguientes ocasiones, la tasa de incremento es entonces subestimada si la densidad se aumenta y la tasa de decremento es sobrestimada si la densidad está bajando. El número de animales puede ser estimado por conteos totales, conteos de muestras, marca-recaptura, o por varios métodos indirectos. En cada caso la utilidad del método esta determinada por que tan cerca sus supuestos se pueden igualar con la realidad de lo que hacen los animales y que tan difíciles son de ver, atrapar, o detectar. **Importante, el manejador deberá escoger entre los muchos métodos que existen, uno que sea adecuado a sus circunstancias particulares del área, de la especie, del tiempo y de los recursos económicos y humanos con los que cuente.**

BIBLIOGRAFIA

Eberhardt, L. y R.C. Van Etten 1956. Evaluation of the pellet group count as a deer census method. *The Journal of Wildlife Management* 20:70–74.

LECTURAS COMPLEMENTARIAS

Begon, M. 1989. *Ecología animal: modelos de cuantificación de poblaciones*. Editorial Trillas, México.

Best, T.L. 1996. *Lepus californicus*. *Mammalian Species* 530:1–10.

Bookhout, T.A. (Ed.). 1994. *Research and management techniques for wildlife and habitats*. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland.

Brower, J.E., J.H. Zar y C.N. Von Ende. 1990. *Field and laboratory methods for general ecology* (3rd ed.). Wm. C. Brown Publishers, Dubuque Iowa.

Buckland, S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnham y J.L. Laake. 1993. *Distance sampling. Estimating abundance of biological populations*. Chapman and Hall, London.

Burnham, K.P., D.R. Anderson y J.L. Laake. 1980. Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildlife Monographs* 72:3–202.

Caughley, G. 1977. *Analysis of vertebrate populations*. John Wiley & Sons, U.S.A..

Caughley, G. y A.R.E. Sinclair. 1994. *Wildlife ecology and management*. Blackwell Science, U.S.A.

Cochran, G.A. y H.J. Stains. 1961. Deposition of fecal pellets by cottontails. *Journal of Wildlife Management* 25:432–435.

Cooperrider, A.Y., R.J. Boyd y H.R. Stuart (Eds.). 1986. *Inventory and monitoring of wildlife habitat*. United States Department of the Interior, Bureau of Land Management Service Center, Denver, Colorado.

Davis, D.E. (Ed.). 1982. *CRC handbook of census methods for terrestrial vertebrates*. CRC Press, U.S.A.

Emlen, J.T., Jr., R.L. Hine, W.A. Fuller, y P. Alfonso. 1957. Dropping boards for population studies of small mammals. *Journal of Wildlife Management* 21:300–

314.

- Heyer, W.R., M.A. Donnelly, R.W. McDiarmid, L.A.C. Hayek y M.S. Foster. 1994. (Eds.). *Measuring and monitoring biological diversity, standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington and London.
- Krebs, C.J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper Collins Publishers, U.S.A.
- Skalski, J.R. y D.S. Robson. 1992. *Techniques for wildlife investigations, design and analysis of capture data*. Academic Press, Inc., U.S.A.
- Sutherland, W.J. (Ed.). 1996. *Ecological census techniques: a handbook*. Cambridge University Press, UK.
- Wilson, D.E., F.R. Cole, J.D. Nichols, R. Rudram y M.S. Foster. (Eds.). 1996. *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington and London.

Capítulo 8

RADIO TELEMETRÍA DE VIDA SILVESTRE

Mircea Gabriel Hidalgo Mihart & León David Olivera Gómez

INTRODUCCIÓN

Este capítulo pretende brindar al lector una visión general sobre la terminología y tecnologías utilizadas para desarrollar estudios de RADIO TELEMETRÍA de vida silvestre, además de presentar en detalle las partes y la forma de operación del sistema de radio telemetría de muy alta frecuencia (VHF). El capítulo pretende introducir al lector al cómo y por qué utilizar radio telemetría en un estudio con fauna silvestre, así como presentarle la importancia del diseño previo del estudio para la obtención de resultados satisfactorios que contesten preguntas biológicas de forma adecuada. El capítulo está basado en las experiencias de los autores sobre la radio telemetría, así como en las excelentes revisiones que sobre aspectos técnicos hace Kenward (2001a y 2001b) y sobre aspectos de diseño de experimentos se realizan en los diversos capítulos del libro editado por J. J. Millspaugh y J.M. Marzluff (*Radio Tracking and animal populations*, 2001, Academic Press), especialmente el capítulo de Garton *et al.* 2001. Se sugiere a los lectores consultar estas publicaciones para lograr una visión mucho más completa sobre la técnica, aplicaciones y análisis de datos.

¿Qué es la radio telemetría y para qué sirve?

Telemetría es la transmisión a distancia de información por medio de ondas electromagnéticas, generalmente por ondas de radio, a través del agua o del aire. La radio telemetría aplicada a la vida silvestre se puede definir como la transmisión de información desde un transmisor, colocado en un animal silvestre en vida libre, a un receptor. En inglés se llama también "radio-telemetry", "radio tagging", "radio-tracking" o simplemente 'tagging' o 'tracking' (Kenward 2001a).

El desarrollo de la radio telemetría ha influenciado de forma dramática la dirección de la investigación en vida silvestre. Esta aproximación ha dado la oportunidad de contestar preguntas ecológicas y de manejo, imposibles de responder de otra forma, debido a que muchas especies de animales silvestres son difíciles de observar y de seguir en el campo (Cooke *et al.* 2004). Preguntas relacionadas al movimiento, comportamiento, uso de hábitat, sobrevivencia, productividad y otras relacionadas al estudio de individuos han sido contestadas gracias a esta técnica (Garton *et al.* 2001). La radio telemetría ha demostrado ser una técnica valiosa para aprender más acerca de la conducta y la historia de vida de un gran número de especies de fauna silvestre (Fig. 1).



Figura 1.- Puma (*Puma concolor*) equipado con un radio transmisor. La radio telemetría ha permitido conocer aspectos sobre la biología básica de especies crípticas, los cuáles hubiera sido imposibles de obtener sin el uso de esta técnica (Fotografía M. Hidalgo).

Desarrollo de la radio telemetría en vida silvestre

La radio telemetría en vida silvestre surge a partir del desarrollo en la década de 1950 de dispositivos de telemetría para la evaluación de parámetros fisiológicos en pilotos de

prueba en los Estados Unidos. Utilizando estos primitivos dispositivos, biólogos de vida silvestre de los Estados Unidos y Europa, comenzaron a obtener información sobre algunos parámetros fisiológicos de mamíferos y aves en cautiverio. Posteriormente, durante la década de 1960, principalmente en los Estados Unidos, se desarrollaron los primeros dispositivos, que con una batería con vida útil de solo unos pocos días, permitieron la localización de diferentes especies de aves y mamíferos de mediano y gran tamaño en el medio silvestre. A partir de estos primeros dispositivos, hacia la década de 1970, los avances tecnológicos permitieron reducir el tamaño de los transmisores, así como incrementar la potencia y duración de las fuentes de poder. El resultado de esto fue el desarrollo de radiotransmisores capaces de ser utilizados en animales cada vez más pequeños y con una mayor cantidad de funciones, los cuales transmitían a larga distancia una gran cantidad de información de los animales estudiados. En la década de 1980, el desarrollo tecnológico en los radiotransmisores, permitió la disminución de los costos de producción, lo que conllevó a que muchos biólogos de vida silvestre, tuvieran acceso a la técnica. El resultado de esto, fue la posibilidad de responder nuevas preguntas, incrementando la complejidad de los diseños de muestreo, así como el análisis.

En la década de 1990 con el desarrollo de aplicaciones civiles de los Sistemas de Posicionamiento Global (GPS), así como de los Sistemas de Localización Satelital en Tiempo Real basados en el sistema de satélites ARGOS (Platform Transmitter Terminal PTT), se incrementaron el número de especies con las cuales era posible realizar estudios de telemetría, pues la obtención de datos dejó de estar sujeto a la distancia del investigador al animal (Kenward 2001b). Finalmente durante la primera década del Siglo XXI, la facilidad de llevar a cabo estudios sobre vida silvestre utilizando radio telemetría, ha sido marcado por el desarrollo de unidades de almacenamiento de datos de alta capacidad y la miniaturización de los dispositivos de transmisión, el incremento en la precisión y sensibilidad de los sistemas GPS, así como nuevos sistemas de análisis de datos, asociados al desarrollo de los Sistemas de Información Geográfica y el desarrollo de microcomputadoras.

En la actualidad, la radio telemetría en vida silvestre es una técnica utilizada para explorar y responder una gran diversidad de preguntas biológicas. Siguiendo una clasificación sencilla (Garton *et al.* 2001), la radio telemetría puede brindar información valiosa y en muchos casos imposibles de obtener bajo ninguna otra técnica sobre temas tales como:

- *Aspectos descriptivos*: Áreas de actividad, uso de hábitat, frecuencia de interacciones con otros individuos, frecuencia de depredación, comportamientos, etc.
- *Aspectos relacionales*: Supervivencia, productividad o dispersión del animal vs. hábitat, clima u otros animales.
- *Aspectos causativos*: Experimentos de liberación, forrajeo, comportamiento social o incremento de depredadores.
- *Otros*: Puede ser útil para examinar otros temas como la propagación de enfermedades y estudios fisiológicos (temperatura corporal, actividad del animal, frecuencia respiratoria o cardíaca), etc.

Consideraciones previas a un estudio con radio telemetría

A pesar de que la radio telemetría es una técnica con enormes posibilidades para el estudio de la fauna silvestre, no siempre es la mejor opción para contestar preguntas específicas. Es importante que antes de iniciar un estudio de este tipo, se realice una evaluación exhaustiva sobre las aplicaciones de esta técnica en relación a las interrogantes sobre el animal en cuestión. Bajo algunas circunstancias, se puede perder mucho dinero y esfuerzo en un proyecto mal planeado, debido a que la radio telemetría puede ser inapropiada o ineficiente al utilizarse con ciertas especies.

Kenward (2001a) propone que deben de realizarse una serie de cuestionamientos y cumplirse ciertos requisitos antes de realizar un estudio con radio telemetría. Lo primero que hay que tomar en cuenta es que esta es una técnica que requiere entrenamiento. Puede parecer fácil en documentales, pero no se debe subestimar la habilidad requerida para obtener datos confiables.

Un segundo aspecto que Kenward (2001a) considera importante es el aspecto técnico. Existen especies en las cuales el uso de radiotransmisores no es posible debido a que son difíciles de capturar y no es posible obtener un tamaño de muestra adecuado. Así mismo, en algunas especies no es posible fijar un radiotransmisor bajo las condiciones técnicas actuales, ya sea por que sus características físicas o los lugares donde viven lo impiden, o por que se ha demostrado que el uso de radiotransmisores tiene efectos directos sobre el organismo equipado. En este sentido, una de las críticas más importantes al uso de radio telemetría en vida silvestre, es el hecho de que se conoce poco sobre los posibles efectos de los radiotransmisores sobre el comportamiento, reproducción y supervivencia de los individuos equipados con radiotransmisores.

Un tercer aspecto a tomar en cuenta es el financiamiento. A pesar de que los desarrollos tecnológicos han disminuido el costo de un estudio utilizando radio telemetría, en muchas ocasiones es importante tomar en cuenta que se le sigue considerando como una técnica cara para la obtención de datos en vida silvestre. La colocación de radiotransmisores representa un compromiso y una responsabilidad del investigador. Los transmisores deben colocarse solamente cuando existe financiamiento suficiente que garantice el seguimiento de los animales todo el tiempo que dure la vida del transmisor. Así mismo, es necesario considerar que para obtener datos útiles desde el punto de vista estadístico es necesario equipar con radiotransmisores a un número suficiente de individuos.

Finalmente, Kenward (2001a) sugiere que deben tomarse en cuenta consideraciones éticas sobre el estudio a realizar. Es necesario que cualquier estudio que involucre la captura de organismos sea seriamente evaluado con respecto a objetivos, protocolos de captura y manejo de animales. Las técnicas de captura deben diseñarse para minimizar el estrés a los animales en todo momento, tomando en cuenta el comportamiento y características físicas de la especie, las condiciones del sitio de

estudio, el conocimiento y habilidad de las personas que van a manejar al animal, los objetivos de la investigación y la disponibilidad de equipo adecuado. Así mismo, los transmisores deben colocarse de tal manera que se minimice cualquier efecto sobre el animal estudiado.

Fases de un estudio de radio telemetría

En especies y situaciones nuevas se suelen llevar a cabo estudios piloto para generar datos nuevos de la conducta e historia de vida de los animales, además de que permite localizar nuevos individuos que interactúan con los animales marcados. Sin embargo, un estudio científico usando radio telemetría suele ser costoso en términos económicos y de tiempo de campo, y en muchos casos se requiere acumular un número de observaciones considerable para un análisis estadístico poderoso y concluyente. Además, el tipo de datos que se generan con la telemetría suelen estar correlacionados en tiempo y/o en espacio, lo que requiere de un diseño cuidadoso previo al inicio del trabajo de campo (Garton *et al.* 2001). Esto, evitará que al final del estudio se termine con enormes bases de datos que tienen que ser reducidas por el problema de dependencia estadística.

Un estudio de telemetría envuelve varias fases, cada una de las cuales implica tiempo, inversión, capacitación y diseño. Es posible dividir un estudio estándar en el que se use radio telemetría en cuatro fases (Kenward 2001a).

A. Obtener el equipo. Esta fase a pesar de parecer trivial puede tardar meses, pues en la mayor parte de los casos los transmisores se fabrican sobre pedido.

B. Capturar y marcar animales exitosamente. En muchas ocasiones esto requiere de modificaciones en las técnicas de trampeo y captura de los animales, las cuales requieren tiempo de estandarización. Dentro de esta fase es

importante no olvidar solicitar y obtener los permisos de trabajo y colecta ante las autoridades correspondientes.

C. Colectar datos satisfactorios. A pesar de que esta es la etapa más importante en un trabajo en el que se use la radio telemetría, en muchas ocasiones los eventos no ocurren como se planean, de modo que es necesario considerar que puede requerir más tiempo del pensado originalmente. Eventos tales como radiotransmisores que se sueltan de los animales o dejan de funcionar, animales que se dispersan o que mueren por causas naturales o humanas entre otros, son comunes en estudios en los que se utiliza radio telemetría.

D. Análisis de resultados. En la mayor parte de los estudios esta etapa se deja al final. Sin embargo, esto no debe ser así. En estudios donde se utiliza radio telemetría es importante realizar análisis de los datos al mismo tiempo que se van colectando. El análisis previo identifica datos no válidos o de dudosa calidad, lo que permite realizar modificaciones a las técnicas de radio seguimiento o decidir incrementar el tamaño de muestra. En muchos estudios, el primer año suele ser trabajo piloto para refinar técnicas.

Un estudio en que se use radio telemetría con resultados de calidad requiere que todas las fases sean exitosas. Una forma de asegurar el éxito, es no olvidar que para todas las fases se requiere entrenamiento y asesoría, lo cuál implica también tiempo y dinero. Es importante analizar en su conjunto las cuatro fases de un estudio en el que se utilice radio telemetría y antes de plantear un proyecto contestar preguntas tales como ¿Puedo capturar suficientes animales?, ¿Los animales se pueden equipar con radio transmisor?, ¿Se pueden colectar datos apropiados? ¿Puedo pagarlo?

¿Cómo funciona la radio telemetría?

Existen 3 tipos básicos de sistemas de radio telemetría (Kenward 2001b):

A. Telemetría por tierra (ground telemetry). Es la más utilizada en el estudio de vida silvestre. Se basa en el uso de las ondas de radio de muy alta frecuencia (VHF). El investigador recibe la señal directamente en un receptor portátil y determina la posición del animal. Por sus características físicas, las ondas de radio utilizadas en estos sistemas viajan distancias cortas. Sin embargo, requiere baja potencia de la fuente de poder y el sistema completo es relativamente barato. Dentro de este sistema también pueden considerarse los sistemas sónicos donde el investigador recibe la señal con ayuda de un hidrófono.

B. Telemetría por satélite. También se conocen como Terminales de Plataforma (PTT). En este tipo de telemetría, la posición del animal es calculada por un satélite geoestacionario y el investigador recibe los cálculos periódicamente hasta una terminal de computadora o más modernamente en una página web especializada. La señal utilizada es de Ultra Alta Frecuencia (UHF) y viaja distancias muy largas. Varios factores pueden originar que la señal que llega al sistema no sea de la misma calidad o con el mismo error. En este caso, el sistema califica la señal y en la base de datos incluye esta calificación, lo que permite al investigador seleccionar datos con el mismo tipo de error asociado. Este sistema es costoso comparado con los otros sistemas de radio telemetría.

C. Telemetría por Sistema de Posicionamiento Global (GPS). La radio telemetría que utiliza este sistema, se basa en la recepción en el transmisor colocado en el animal, de las señales enviadas por el sistema de satélites del mismo nombre. El transmisor del animal cuenta con una computadora interna que a través de la triangulación de los datos enviados simultáneamente por los satélites, calcula la posición geográfica del animal. Posteriormente la posición geográfica es almacenada en el equipo colocado en el animal. El investigador puede recuperar los datos almacenados al recuperar el transmisor o alternativamente, en equipos más modernos, a través de un paquete de

datos que es transmitido desde el dispositivo colocado en el animal hasta un MODEM y luego a una computadora portátil (Fig. 2).



Figura 2.- Boya radio transmisora con GPS para manatí (*Trichechus manatus*). El sistema se programa para obtener localizaciones del animal en base al sistema de satélites GPS y almacena los datos dentro de una computadora interna. La boya debe ser recuperada para poder bajar los datos desde la computadora interna. Además del sistema GPS, la boya cuenta con un dispositivo convencional de radio telemetría VHF, el cuál permite la localización y posterior recuperación de la boya y de los datos contenidos en esta. La boya cuenta con 2 antenas, la más gruesa es para el sistema GPS y la delgada para el sistema VHF (Fotografía L. Olivera).

Adicionalmente a estos tres sistemas existen otros tipos de sistemas de radio telemetría que utilizan por ejemplo las ondas de frecuencia sónica (ampliamente utilizada en animales acuáticos), o las de microondas como el sistema de los teléfonos celulares.

Componentes de un sistema de radio telemetría

Cómo en todo proceso de radio comunicación, la radio telemetría es un sistema que se compone del equipo emisor de la señal, el medio de transporte de ésta (el aire o el agua dependiendo del sitio donde viva el animal estudiado) y el equipo de recepción-transducción. Adicionalmente pueden existir sistemas almacenamiento de datos después de la traducción de la señal (Kenward 2001a).

Subsistema de transmisión. Consiste en un radio transmisor, una fuente de poder, una antena de propagación y un sistema de montaje al animal (Fig. 3).

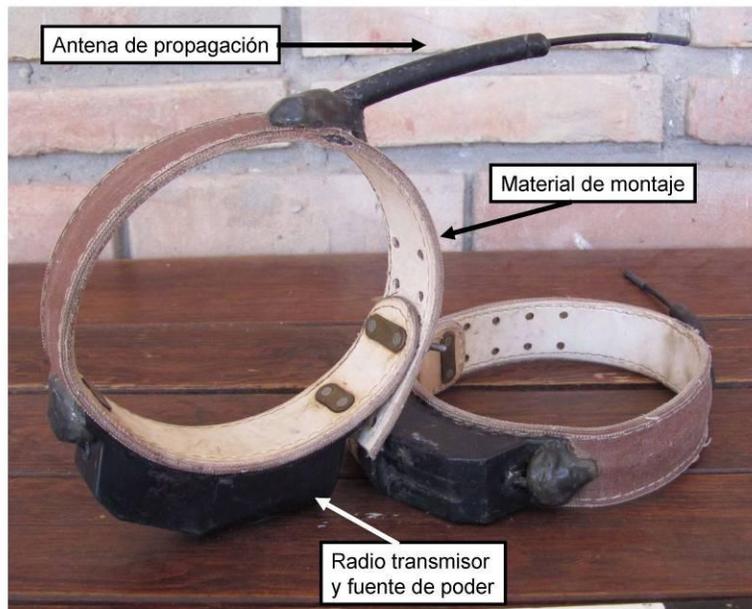


Figura 3.- Fotografía de un radio collar para carnívoro mediano en el cuál se detallan los diferentes componentes del subsistema de transmisión (Fotografía M. Hidalgo).

El radio transmisor consiste de un delgado cristal de cuarzo el cual se encuentra calibrado para vibrar a una frecuencia muy particular al momento de que una corriente eléctrica es aplicada. La frecuencia a la que vibra el cristal depende del grosor del mismo. En casi toda Europa y Norte América los radio transmisores fabricados para estudios de vida silvestre, usan frecuencias de 150–151MHz. En Estados Unidos también se permiten frecuencias de 40MHz, 165MHz y 216–220MHz. Es importante hacer notar que las frecuencias más

bajas (menores de 100MHz) se utilizan principalmente en animales acuáticos, pues estas frecuencias se transmiten mejor en el agua que las altas frecuencias.

En la mayor parte de los casos, la diferencia de frecuencias entre radiotransmisores utilizados en estudios de vida silvestre es de 10kHz, aunque se puede usar una separación de 5KHz con los receptores más modernos.

Los cristales de cuarzo son fabricados y calibrados manualmente, por lo que en caso de requerir una frecuencia particular para los radio transmisores, estos deben ser solicitados con tiempos de espera que van de uno o dos meses. Es usual que las compañías fabricantes cuenten en sus inventarios con cristales de cuarzo calibrados a frecuencias específicas, lo cuál disminuye los tiempos de espera al momento de realizar los pedidos. Sin embargo, esta opción no es posible si se requieren frecuencias específicas para un estudio, como en los casos donde ya se han colocado algunos radiotransmisores o existan en el área de estudio otros biólogos que estén colocando radiotransmisores en otras especies. Esto se debe a que las frecuencias ofrecidas pueden ser las mismas de radiotransmisores ya en uso y ser causa de interferencia.

Los transmisores están disponibles como unidades completas, que incluyen opciones de montaje como collares o como componentes que el investigador debe armar. Entre los tipos de activación del radio transmisor se cuentan interruptores magnéticos y conexiones por soldadura.

Los radio transmisores pueden contar con opciones especiales, lo cuáles permiten además de la localización del animal la obtención de otro tipo de información. Casi cualquier información que pueda expresarse como un voltaje variable puede ser transmitida. Los sensores de actividad fueron los primeros en ser utilizados ya que simplemente eran una variación del patrón de emisión de la señal por el transmisor, por ejemplo la señal se hace más frecuente cuando el transmisor no se mueve por un tiempo especificado. Adicionalmente, en los radiotransmisores se han habilitado, sensores de tiempo retardado (también conocidos por sensores de mortalidad por que

se activan cuando el transmisor se ha mantenido en la misma posición por muchas horas), sensores de temperatura, luz, frecuencia cardíaca y respiratoria y sensores de profundidad en el caso de organismos acuáticos. También es posible ajustar ciclos de transmisión pre-programados en los radiotransmisores (ej. sólo emite información durante el día). Es importante considerar que cada componente adicional además de incrementar el precio del radio transmisor, agregará peso al paquete y reducirá su vida operativa.

Acompañando a los transmisores es cada vez más frecuente incluir en el radio collar los llamados “data loggers” que almacenan información de la ubicación, la hora y de variables externas al animal o indicadores de actividad conductual o fisiológica. Estos aparatos cuentan con una memoria interna que almacena la información y que puede ser leída una vez que se recupera el equipo, cuando éste se suelta o recapturando al animal. Sensores asociados a estos data loggers tales como de temperatura ambiental, presión, humedad, luz, latido cardíaco, desplazamiento y posición relativa del animal, sensores acústicos que registran la tasa de ventilación del animal, la frecuencia de masticación, etc., son ahora ampliamente utilizados para muchos taxa. Sensores más sofisticados se utilizan en estudios biomédicos y se han comenzado a utilizar en animales de vida libre para registrar indicadores fisiológicos bajo condiciones naturales. Todos estos sensores asociados a data loggers han permitido explorar preguntas eco-fisiológicas y conductuales que no había sido posible trazar con animales fuera de los laboratorios y que también contribuyen a contestar preguntas ecológicas o a refinar las hipótesis sobre muchos procesos ecológicos. Cooke y colaboradores (2004) presentan una revisión interesante del uso, aplicaciones exitosas, limitaciones y retos, de todos estos aparatos en fauna silvestre, en una disciplina emergente conocida como “biotelemetría”.

Fuentes de poder. El cristal de cuarzo del radio transmisor para vibrar debe ser activado por el paso de una corriente eléctrica. La corriente tiene su

origen en baterías de litio y plata colocadas en el radio transmisor. La duración y naturaleza del estudio deben definir las características de la vida útil de la batería. Se batería. Se debe considerar que la capacidad de la pila a utilizar será mayor en caso de que se requiera mayor potencia de la señal. Así mismo, la capacidad de la pila dependerá de la amplitud del pulso. Es importante considerar que la duración de la pila disminuirá si la potencia y la amplitud del pulso se incrementan.

La decisión de la capacidad de la pila depende totalmente del tipo de estudio y sobre todo de la especie a estudiar. La pila es el elemento mas pesado del radiotransmisor y por lo tanto el elemento mas importante a reducir, pues entre más pesado sea un radio transmisor mayores son las posibilidades de que un animal se vea afectado en su comportamiento normal y sobrevivencia (Fig. 4).



Figura 4.- Fotografía de dos radio collares para equipar a un mamífero chico (izquierda) y mediano (derecha). Ambos radio collares cuentan con las mismas características internas del radio transmisor, variando únicamente la fuente de poder. La diferencia se debe al peso máximo que un mamífero chico puede cargar en comparación con uno mediano. Las consecuencias de esta reducción en la fuente de poder son menor potencia en la emisión de la señal, así como menor duración de la pila del radio collar (Fotografía M. Hidalgo).

Sistema de montaje del radiotransmisor. La forma, materiales y componentes del sistema de montaje del radiotransmisor al animal, es una de las decisiones críticas al momento de elegir entre los diferentes modelos de radio transmisor. Los sistemas de

montaje van desde collares (Figs. 1 y 4), arneses (Fig. 5), hasta el uso de pegamento, tornillos, aretes, hilo e implantes. La decisión del sistema de montaje va en función de la especie a estudiar y la habilidad requerida para la colocación del sistema en el animal. Las consideraciones en el sentido de la especie se dan principalmente en función del tamaño, la edad, el sexo, si es un organismo volador, si cuenta con estructuras duras donde fijar el radio transmisor, si tiene cuello, si tiene piel sensible a la presencia de un cuerpo externo en contacto, etc. Con respecto a las habilidades requeridas para colocar radio, esto se refiere a que existen formas de montaje en las cuales es necesaria experiencia y entrenamiento veterinario. Este es el caso por ejemplo de radio transmisores implantados, los cuales son colocados entre la piel y la cavidad abdominal y esto supone que los organismos prácticamente son sometidos a una cirugía. Así mismo, es importante considerar en la elección del sistema de montaje el tiempo de manejo del animal. Existen especies que debido a sus características conductuales deben ser manejados en forma rápida para evitar estrés y sus consecuencias, por lo que el sistema de montaje debe considerar este aspecto y ser posible la rápida colocación.



Figura 5.- Radio transmisor de arnés con boya colocado a un manatí (*Trichechus manatus*). Este sistema de montaje se utiliza en ésta especie debido a que no cuenta con un cuello definido donde colocar un radio collar (Fotografía L. Olivera).

La decisión del sistema de montaje debe darse bajo la premisa de alterar al mínimo las características y comportamientos de los animales a estudiar, así como para evitar efectos secundarios asociados al sistema tales como incremento mortalidad, disminución de tasas reproductivas, desnutrición, etc. El sistema de montaje elegido debe ser probado con anterioridad en animales de cautiverio, especialmente en especies que no han sido equipadas con radio transmisores anteriormente. Las

compañías fabricantes de los radio transmisores tienen experiencia en recomendar los mejores sistemas de montaje para cada especie. Además, en aquellos casos de que se trate de una especie nueva en la que no exista información sobre los mejores sistemas de montaje, en la mayor parte de las ocasiones las compañías tienen disposición para mejorar, modificar y trabajar junto con el investigador sobre nuevos sistemas más eficientes y que disminuyan los efectos secundarios.

El peso del sistema de montaje y el radio transmisor es variable dependiendo de los materiales utilizados en el sistema de montaje, el tamaño de la pila, el tamaño de la antena de propagación y en última instancia del sistema que emite la señal. Se considera que animales terrestres pueden ser equipados con radio collares de hasta el 5% de su peso corporal. En el caso de animales voladores nunca debe superar el 2% del peso corporal. Sin embargo, estos son los casos límite, se espera que el investigador haga uso de radio transmisores y sistemas de montaje que representen mucho menos peso para el animal.

Antena de propagación. El componente final del radio transmisor es la antena. Esta puede ser una antena de látigo (Fig. 6) o una antena de bucle (loop). La selección del tipo de antena en el radio transmisor depende en muchos casos del sistema de montaje. El primer tipo esta construido por uno o más alambres de acero inoxidable y sobresalen del radio transmisor. El segundo tipo normalmente se construyen de una placa de cobre en forma de collar y la peculiaridad de estas antenas es que la antena misma forma el sistema de montaje.



Figura 6.- Radio collares en los que se observa antena de propagación de látigo. En estos collares en particular es posible observar que el material de montaje presenta diferentes colores. Esto es para que en caso de que los animales equipados sean observados sean fácilmente reconocibles de otros organismos también equipados. Los colores utilizados en los radio collares deben poseer características que no disminuyan el éxito reproductivo o la sobrevivencia de los organismos equipados (Fotografía M. Hidalgo).

Las antenas de látigo son las más utilizadas en los radio transmisores de vida silvestre, debido a que permiten una mayor versatilidad en las formas de montaje, peso, y son más eficientes en la propagación de la señal. La longitud de la antena así como su grosor pueden favorecer una mejor propagación de la señal y se encuentran en relación a la frecuencia del mismo. Debido a esta característica, las antenas de látigo no deben ser cortadas o modificadas al momento de colocarlas en el animal.

El sitio en el que el radio transmisor se une con la antena de látigo es quizá el sitio más sensible del radio collar, debido a que es el único sitio donde el animal que porta el dispositivo puede afectar el funcionamiento al romper la unión entre el radio y la antena disminuyendo notablemente la distancia a la cuál se propaga la señal, complicando la localización de los animales. Ante este hecho, muchas de las compañías han desarrollado diversas estrategias para proteger la unión, entre las que

se encuentran la inclusión de la antena dentro del material de montaje o la colocación de refuerzos (Figura de refuerzos y salidas a mitad del collar).

Subsistema de recepción. Incluye una antena de recepción, un receptor de señales con un indicador (p.e., bocinas) y una fuente de poder (Fig. 7)

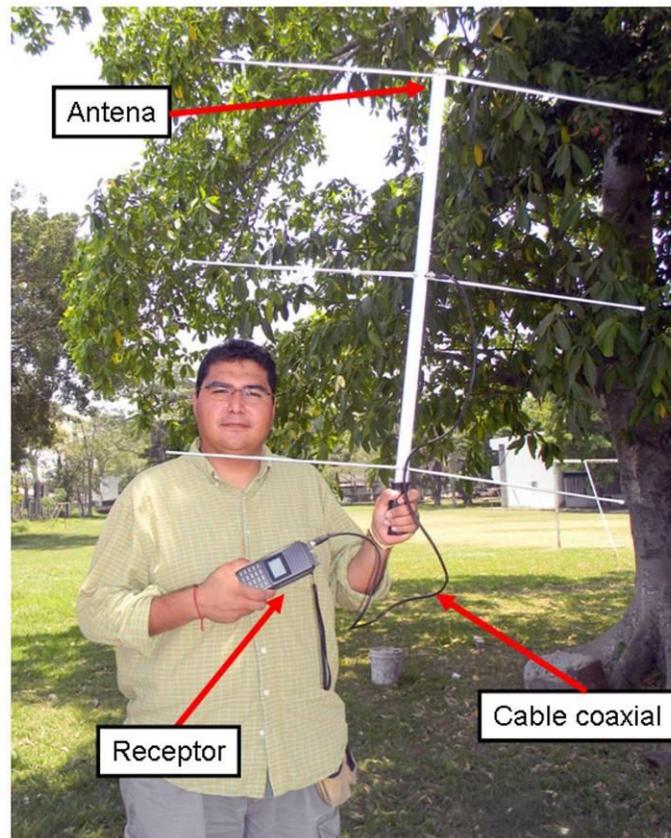


Figura 7.- Fotografía en la que se detallan los diferentes componentes del subsistema de recepción (Fotografía M. Hidalgo).

Antenas Receptoras. Su función principal es recibir la señal y transferirla a un aparato receptor. Aunado a esta función, la antena tiene la posibilidad de incrementar la ganancia de la señal, entendiendo como ganancia la habilidad de un circuito de incrementar el poder o la amplitud de la señal emitida por el radio transmisor al ser recibida por el receptor. En radio telemetría de vida silvestre, esto normalmente se expresa como la recepción de una señal con mayor volumen.

Existen diferentes clasificaciones de las antenas de acuerdo a su direccionalidad, su portabilidad, así como su forma. En cuanto a su direccionalidad se pueden encontrar omnidireccionales (antenas de dipolo) y direccionales. Las primeras tienen una capacidad moderada de recepción pero no se puede identificar la dirección de la emisión de la señal, de tal forma que solo sirven para identificar la presencia del animal en un área general. En el caso de las direccionales, la ganancia es mayor en el sentido en que llega la emisión de la señal de manera que el investigador puede identificar la dirección en que se encuentra el animal. En cuanto a su portabilidad las antenas se pueden dividir en aquellas que por su peso y tamaño pueden ser portadas en la mano (handheld) o deben ser mantenidas fijas a una plataforma, ya sea móvil como un vehículo o a una base inmóvil en el terreno.

En cuanto a su forma las antenas pueden ser clasificadas como antenas de látigo, antenas circulares y de paleta, antenas H de Adcock y antenas Yagui. Las antenas de látigo corresponden a las antenas de dipolo y se utilizan básicamente para la búsqueda de animales en grandes áreas (Fig. 8). Normalmente la antena se coloca en un vehículo y con el receptor encendido se realiza un sondeo intensivo en busca de la señal de algún radio transmisor. Estas antenas no tienen la capacidad de determinar la dirección de donde proviene la señal, únicamente sirven para identificar que en un sitio específico es posible recibir una señal del radio transmisor.

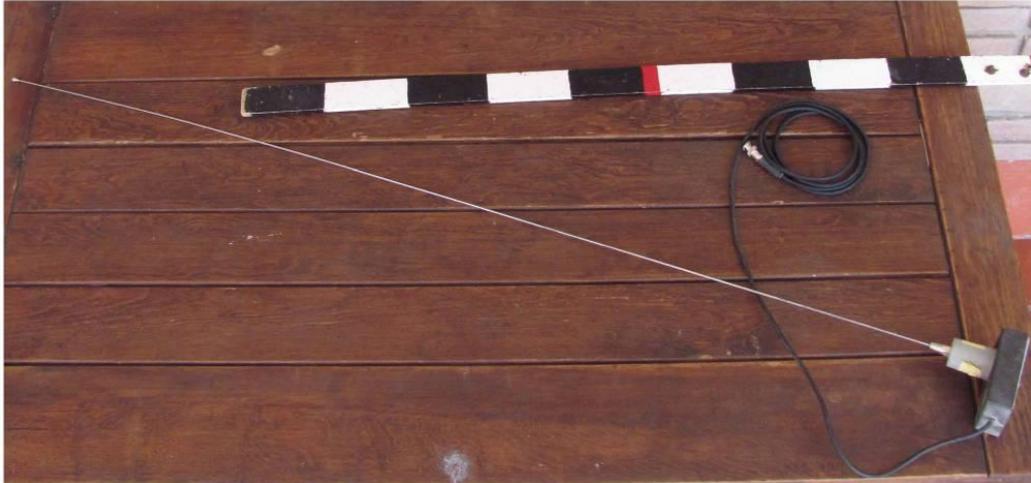


Figura 8.- Antena de recepción de dipolo o de látigo colocada en posición horizontal. La base de la antena tiene un poderoso imán que permite ser colocada en el techo de un vehículo. Cada una de las divisiones blancas y negras de la regla de referencia corresponden a 10cm (Fotografía M. Hidalgo).

Las antenas circulares y de paleta (Fig. 9) son antenas direccionales las cuales se utilizan básicamente para estudios en los cuáles se utilizan frecuencias menores de 100MHz. Debido a que son útiles en bajas frecuencias, estas antenas son muy utilizadas en estudios con animales acuáticos, pues las frecuencias bajas se transmiten mucho mejor en el agua. Estas antenas también se utilizan para frecuencias altas (>150MHz) cuando el transmisor está muy cerca del sitio donde se encuentra el receptor. Son comúnmente usadas para recuperar radiotransmisores en el campo.



Figura 9.- Fotografía de un subsistema de recepción en el cual se utiliza una antena de paleta (Fotografía M. Hidalgo).

Las antenas H de Adcock son antenas de 2 elementos del mismo tamaño. Se trata de antenas direccionales que tienen un patrón de recepción que al estar dirigidas hacia el radio transmisor incrementan su ganancia, sin embargo, este mismo incremento en la ganancia se presenta cuando la antena se encuentra apuntando en dirección contraria, por lo que no es posible determinar con facilidad la dirección correcta a la que se encuentra el radio transmisor. Debido a este problema este tipo de antena tiene aplicaciones limitadas, entre las cuales se encuentran el radio seguimiento de peces desde la orilla de los ríos, en los cuales no existe la incertidumbre de la dirección correcta hacia la cual se encuentra el radio transmisor.

Las antenas Yagui son quizá la solución más utilizada en radio telemetría de vida silvestre cuando se usan frecuencias arriba de 140Mhz (Fig. 10). Las antenas Yagui tienen varias ventajas sobre otras antenas que las hacen ideales para aplicarse a la

vida silvestre. Su primera ventaja se encuentra asociada a que incrementan la ganancia notablemente en comparación con otras antenas, a tal grado que una antena Yagui de 3 elementos duplica la ganancia de una antena de dipolo. Así mismo, la ganancia de estas antenas se incrementa conforme se aumenta el número de elementos en la antena, de tal forma que una antena de cuatro elementos casi duplica la ganancia de una de dos elementos, mientras que una de 12 elementos tiene cuatro veces mas ganancia que la de dos elementos (Fig. 11). La segunda ventaja sobre otros tipos de antena es su patrón de recepción. Las antenas Yagui presentan un pico de ganancia cuando la antena se encuentra apuntando hacia el radio transmisor, el cual disminuye notablemente cuando se deja de apuntar, con excepción de cuando la antena apunta en la dirección opuesta al radio transmisor, en el cual se incrementa la ganancia, pero en ningún caso alcanza niveles similares a los obtenidos cuando se dirige en la dirección del radio transmisor.

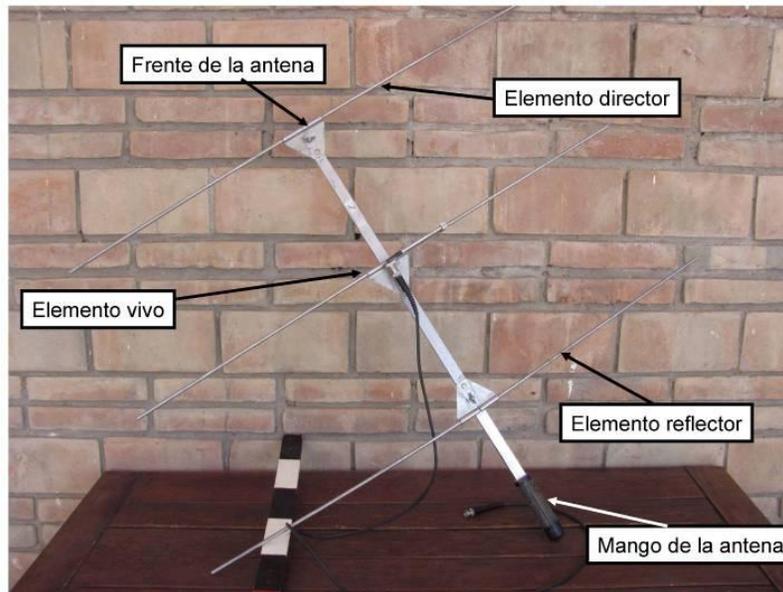


Figura 10.- Antena Yagui de tres elementos en la que se destacan sus diferentes partes. El elemento vivo es el sitio donde se concentra la señal para ser enviada al receptor a través del cable coaxial. En las antenas con un mayor número de elementos, todos los elementos adelante del elemento vivo se llaman directores, mientras que todos los que se encuentran atrás se llaman reflectores. Es importante que las antenas cuenten con un mango aislante para que la persona que sostiene la antena no produzca interferencia en la recepción de la señal y como consecuencia disminuya la ganancia de la antena (Fotografía M. Hidalgo).



Figura 11.- Fotografías de subsistemas de recepción con antenas Yagui portátiles de dos elementos (izquierda) y tres elementos (derecha). La ganancia de las antenas Yagui se hace mayor conforme se incrementa el número de elementos. Así mismo, el patrón de recepción de la señal se vuelve mucho mas estrecho y preciso conforme se incrementa el número de elementos en la antena Yagui (Fotografía M. Hidalgo).

El largo de los elementos de las antenas Yagui está en función de la frecuencia a la cual se pretenda trabajar con los radiotransmisores, por lo que las antenas se encuentran hechas a la medida. Es por esta razón que no se recomienda el uso de antenas Yagui si se trabaja con frecuencias por debajo de los 100Mhz, pues los elementos deben ser tan largos que es difícil su manipulación. Ante este hecho, se sugiere que se contacte con las compañías que venden los radios transmisores o con personal capacitado para la adquisición de antenas.

Las antenas Yagui pueden ser portátiles o fijas. El usar un tipo u otro de estas antenas radica básicamente en el número de elementos que la componen. Antenas de dos y tres elementos son en la mayor parte de las veces antenas portátiles (Fig. 11). Antenas con un mayor número de elementos para su mejor manejo deben encontrarse fijas a una base estática o móvil como una camioneta (Fig. 12).



Figura 12.- Sistema de Pico-Nulo montado en una estación fija. El sistema de pico nulo se conforma por dos antenas Yagui con exactamente las mismas características, montadas en forma paralela y conectadas entre sí. El sistema pico nulo sirve para obtener de forma muy precisa la dirección en la que se encuentra un radio collar (Fotografía M. Hidalgo).

Una opción especial de uso de antenas Yagui es el sistema denominado doble pico-nulo (Fig. 12). En este sistema dos antenas Yagui con las mismas características son colocadas en forma paralela sobre una base giratoria y conectadas entre sí. En este sistema en particular, lo que se busca es encontrar el punto donde la señal del radio transmisor desaparece al estar orientada las antenas al origen de la señal. Esto se produce debido a que las ondas electromagnéticas, al momento de que las antenas se encuentran orientadas en la dirección de donde se encuentra el radio transmisor, reciben al mismo tiempo la señal, de tal forma que las ondas electromagnéticas se anulan entre sí dando como resultado que la señal desaparece. Es así que conforme las antenas giran en dirección hacia el radio transmisor, la ganancia se va incrementando paulatinamente (espacio conocido como primer pico) hasta que en un espacio de uno o dos grados desaparece la señal (punto conocido como nulo), volviendo a

incrementarse la ganancia al pasar este punto (espacio conocido como segundo pico). En este caso, la dirección en la que el transmisor se encuentra localizado corresponde al nulo. La principal ventaja de este sistema sobre la utilización de sistemas con una sola antena es que las direcciones obtenidas son muy precisas.

Receptores. La función de un receptor es obtener la señal recogida por una antena (que está conectada a él mediante un cable coaxial), amplificarla y hacerla audible al usuario. Dentro de este sistema existen una gran cantidad de tipos y modelos, que van desde los que tienen pueden ser utilizados dar seguimiento de 10 o 15 radio collares, hasta los que tienen posibilidades de varios cientos de frecuencias (Fig. 13). Así mismo, existen en el mercado modelos analógicos y digitales (Fig. 14). Es de extrañarse que en un mundo que tiende a la digitalización, aún existan modelos analógicos. Esto puede explicarse debido a que muchos de estos modelos, han sido probados en condiciones extremas por los biólogos de vida silvestre y han demostrado ser capaces de seguir funcionando, por lo que en muchos proyectos se continúa con su uso. Sin embargo, es de esperarse que en los siguientes años los modelos digitales sean tan confiables como los analógicos, brindando al mismo tiempo muchas mas posibilidades.

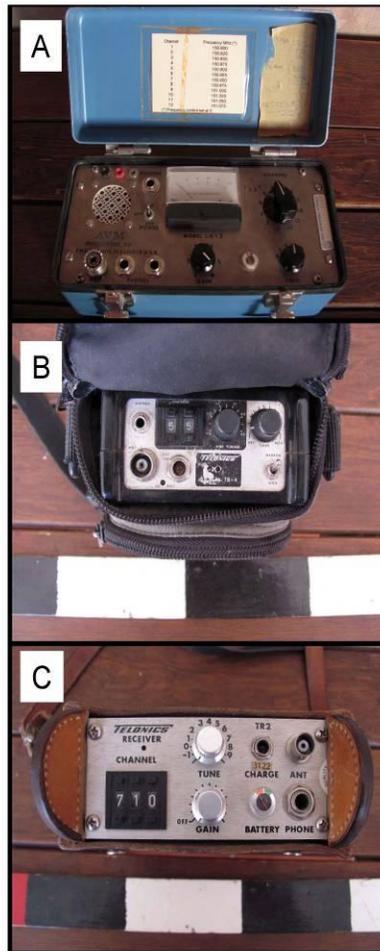


Figura 13.- Receptores de radio telemetría analógicos con capacidad de recibir: (A) 12 frecuencias de radio collares, (B) 99 frecuencias y (C) cientos de frecuencias. Las frecuencias a las cuales los receptores de la figuras A y B pueden recibir señales son programadas directamente por el fabricante a petición de los clientes (Fotografía M. Hidalgo).



Figura 14.- Fotografía de un receptor digital con capacidad de realizar escaneo de frecuencias previamente programadas por el usuario (Fotografía L. Pérez-Solano).

Los modelos de receptor más sencillos, son aquellos que sólo tienen 15 o 20 canales asociados a frecuencias específicas y que son asignadas por el fabricante al momento de su manufactura (Fig. 13). A partir de estos modelos es posible encontrar modelos más complejos que llegan a tener hasta 50 canales hasta aquellos en los cuales es posible realizar seguimientos en cualquier frecuencia dentro de una ventana de frecuencias (Fig. 13). Conforme la complejidad de los receptores se incrementa, se incorporan aditamentos tales como barredores automáticos de frecuencia (scanners), que automáticamente buscan la señal en una gran gama de frecuencias (Fig. 14), así como sistemas de almacenamiento de datos.

La selección del mejor receptor para un estudio de radio telemetría debe tomar en cuenta el número de organismos que se pretende radio marcar, las condiciones del área de estudio y trabajo (poniendo atención en el hecho de que son necesarios receptores muy robustos si tendrán que enfrentarse a duras condiciones en el campo) y sobre todo el presupuesto del proyecto.

Cable coaxial de conexión. El cable tiene como función conectar la antena con el receptor. A pesar de parecer trivial, es importante considerar las características que un cable coaxial debe tener para funcionar adecuadamente para su uso en radio telemetría. Una de las fallas más comunes en los sistemas de radio telemetría está en el cable, el cual por alguna acción específica en el campo sufre una rotura en el interior. Ante esto se debe considerar que los cables a utilizar deben ser cables coaxiales flexibles de muy buena calidad. Las terminales así mismo deben ser de buena calidad y colocadas con las herramientas especializadas para este fin. Es común que los cables sean doblados para facilitar su transporte, sin embargo, es importante poner atención de que los cables no deben ser doblados en forma extrema pues a pesar de ser flexibles, los cables tienden a dañarse y sufrir roturas internas cuando esto ocurre.

¿Cómo se hace radio telemetría?

Protocolo General para la colocación de un radio transmisor.

1. Siempre cargar un radio–transmisor de repuesto.
2. Como rutina revisar la velocidad de pulso de los transmisores.
3. Equipar a más de un animal dentro de un grupo social.
4. Tratar a todos los animales con cuidado y respeto.
5. Usar los paquetes de transmisión más pequeños posibles para el animal.
6. Para animales dependientes de coloración críptica transmisores deben ser lo más discreto posible.
7. De ser posible, los transmisores y sus formas de montaje deben probarse primero en animales en cautiverio.
8. Los transmisores deben probarse antes y después de colocarse para asegurar su funcionamiento y que el imán se haya retirado.
9. Antes de coleccionar datos sobre el comportamiento "normal" del animal, se deben dejar pasar algunos días después del montaje del transmisor.
10. Cuando sea posible, evitar equipar al animal durante periodos reproductivos.
11. Reconsiderar seriamente colocar un transmisor en cualquier animal que parezca estar en condiciones físicas malas

12. Reportar los efectos del transmisor, ya sean positivos o negativos.

Una vez que el transmisor se haya montado, el animal se debe examinar cuidadosamente antes de liberarse (Fig. 15)



Figura 15.- Colocación de un radio collar a un ocelote (*Leopardus pardalis*). Durante el proceso de colocación del radio transmisor, se debe evitar al máximo provocar estrés innecesario al animal. Así mismo, es importante que al colocar un radio transmisor, se verifique que el mismo no provoque efectos secundarios al animal de tal forma que pueda reducir sus comportamientos normales y en casos extremos su reproducción y sobrevivencia (Fotografía M. Hidalgo).

¿Cómo se obtiene una localización?

El procedimiento más adecuado de localización de los animales y registro de observaciones depende de cada especie. Hablaremos sobre el seguimiento en campo de animales equipados con transmisores tipo VHF.

En algunas especies es posible acercarse lo suficiente para encontrar visualmente los animales, pero en muchas otras esto no es posible, porque son muy sensibles a la presencia cercana de los observadores o porque son muy crípticas o habitan ambientes muy densos. En estos casos la posición se estima por triangulación. Jerárquicamente podemos decir que hay tres niveles generales de datos: localización a nivel de área general; localización por triangulación y localización visual.

Procedimiento para obtener una localización utilizando una antena Yagui (Fig. 16):

Especificar la frecuencia particular del animal y comenzar la búsqueda seleccionando la mayor ganancia y potencia del receptor. Es conveniente que al momento de iniciar la búsqueda se realice con la antena un giro de 360°. Esto debe realizarse pues al ser las antenas Yagui direccionales, es muy posible que la dirección inicial a la que se inicia la búsqueda no sea la dirección en la que se encuentra el radio transmisor. Asimismo, en muchos casos esto permite determinar la dirección general en la que se recibe la señal con mayor ganancia.

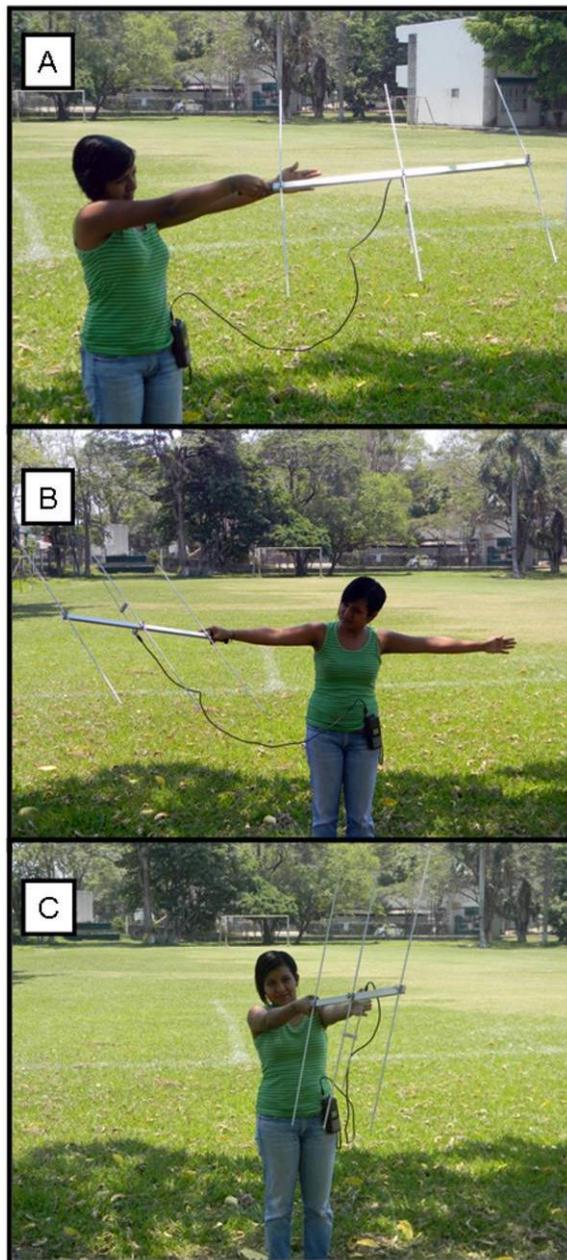


Figura 16.- Procedimiento estándar para obtener la dirección de un radio transmisor utilizando una antena Yagui. A. – Una vez que se escucha la señal del radio transmisor, se busca cual es el punto donde se tiene la mayor ganancia. Una vez hecho esto, se reduce la ganancia y el volumen del receptor al mínimo, y se comienza a mover la antena hasta que se deje de escuchar la señal emitida por el radio transmisor. Con un brazo se marca la dirección donde se deja de escuchar la señal. B. – Se mueve la antena hacia el lado contrario con el objetivo de buscar la dirección donde se deja de escuchar la señal emitida por el radio transmisor en ese lado del área de recepción de la antena. Se marca esta nueva dirección con el otro brazo. C. – Se cierran ambos brazos a la misma velocidad con el objetivo de marcar con la antena la dirección mas probable en la que se encuentra el radio transmisor.

1. Al comenzar a recibir la señal, se va disminuyendo la ganancia y la potencia. De hecho es mejor disminuir ambas hasta que la señal sea apenas perceptible y girar la antena para encontrar la dirección en la que se maximiza la señal. Orientando la antena a 90° y -90° de esta dirección confirma la dirección general, luego se puede ir cerrando el ángulo alternativamente hasta tener un arco de posibles direcciones, el centro de este arco es usualmente la mejor estimación de la dirección y mientras más cerrado es el arco más precisa es la estimación. Para que este procedimiento sea útil hay que conocer la posición del observador y con una brújula estimar el ángulo o el azimut de la dirección estimada.

2. Lo mejor es contar con dos receptores y estimar la dirección simultáneamente, pero otro procedimiento muy utilizado es desplazarse rápidamente en forma perpendicular al animal y estimar de nuevo su dirección. Con este paso se puede estimar la posición del animal por triangulación.

3. Si la especie no se altera por la cercanía del observador, una vez estimada la dirección, este puede irse acercando y disminuyendo la ganancia poco a poco. Con la práctica el observador podrá estimar qué tan cerca está del animal para comenzar una búsqueda visual o con binoculares. De esta manera se obtiene el registro visual.

Error asociado. La determinación de la dirección a la que se encuentra el animal no es exacta, y en todos los casos se encuentra influida por distintos factores, como la habilidad del observador, la configuración del paisaje, el movimiento del animal, el estado del transmisor, etc. Es recomendable antes de comenzar la toma de datos realizar experimentos para calcular la habilidad de cada observador para conocer la contribución de este factor. La magnitud del error, es decir la precisión, se puede mejorar con el uso de transmisores más potentes, mejores antenas, etc., mientras que la dirección o sesgo del mismo, o sea la exactitud, depende de otros factores más difíciles de controlar. La ubicación estimada por triangulación se convierte en un área cuando se toma en cuenta el error por precisión (Fig. 17).

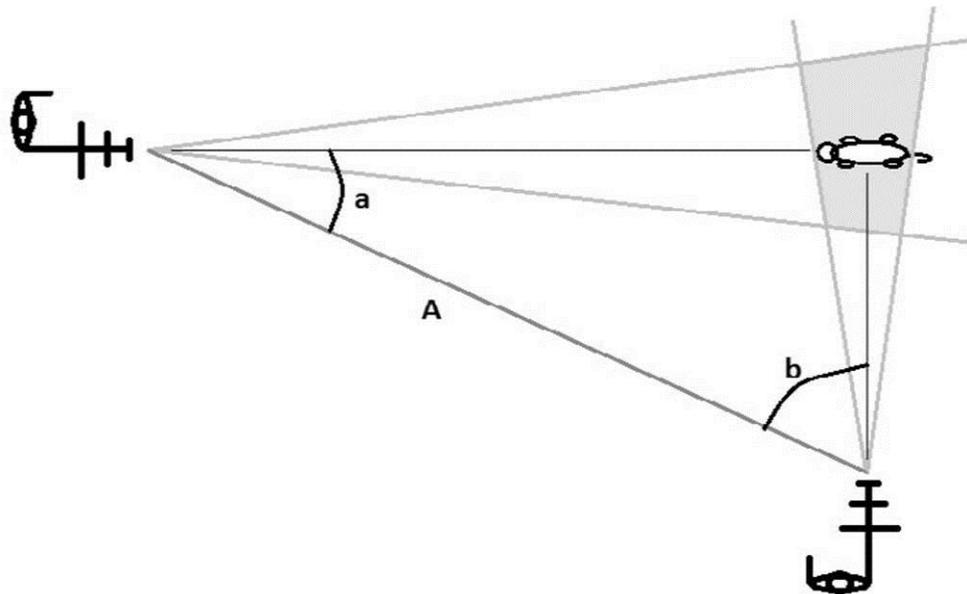


Figura 17.- Obtención de la posición de un animal radio marcado con un sistema de triangulación con dos observadores. Con la distancia A, los ángulos a y b, y con la posición de los observadores se calcula la posición del animal. Como la estimación de la dirección en realidad es un arco, en la figura representada por las dos líneas grises, la posición estimada se encuentra dentro del área de un polígono delimitado por la intersección de los arcos trazados por los observadores (área sombreada).

Diseño del estudio

Garton *et al.* (2001) recomiendan contestar una serie de preguntas para construir un buen diseño experimental en un estudio con telemetría. A continuación se resumen brevemente estas interrogantes.

¿Cuál es el propósito del estudio? Es importante esclarecer y tener en cuenta la pregunta principal del estudio, si es para trazar migraciones, territorios, ámbito doméstico, uso de hábitat, sobrevivencia, reproducción, etc. De esta pregunta depende la frecuencia y la precisión con que se requiere estimar la ubicación de los animales. Por ejemplo para conocer la ruta que sigue una tortuga marina desde que deja una playa de anidación y cuando regresa en el año siguiente, en este caso se requieren ubicaciones no muy frecuentes y no es necesario tener una precisión muy grande. Por otro lado si se quiere conocer sobre el uso de los recursos en el hábitat, la resolución debe ser fina, es decir la frecuencia de las ubicaciones debe ser alta y la precisión debe

ser tal que se pueda asociar la ubicación a la presencia de un recurso específico. Si el estudio pretende asociar una ubicación con la actividad de un animal o con una respuesta conductual o fisiológica específica se deben adicionar a la radio marca un dispositivo que registre la variable que acompaña a la ubicación.

¿Es el estudio observacional o manipulativo? ¿El estudio se diseña para probar hipótesis o construir modelos? Estas dos preguntas están relacionadas, muchos estudios con telemetría son observacionales, los datos sirven para establecer patrones a través de correlaciones o en forma descriptiva, construyendo modelos que describen estos patrones. En otros casos el estudio se diseña de forma manipulativa, a través de controles, tratamientos y replicas para establecer relaciones de causa–efecto y probar hipótesis específicas. La rigurosidad en la selección de los individuos y las condiciones durante el experimento, así como el número de réplicas y observaciones difiere entre los estudios observacionales y manipulativos.

¿Cuál es la población sobre la que se harán inferencias?. Se debe definir claramente la población sobre la cual aplicarán las inferencias, pues los resultados sólo aplicarán y contestarán preguntas relativas a esa población. En un estudio realizado con venados cola blanca en un fragmento de bosque espinoso bien conservado debería incluir una muestra representativa de la población estimada en ese sitio y los resultados aplicarán específicamente a las condiciones locales, si la escala geográfica es mayor se deben incluir muestras representativas de distintos sitios. Igualmente, si la muestra se limita a un solo individuo o a algunos individuos, las inferencias se deben circunscribir a esta muestra.

¿Cuál es la unidad experimental?. Básicamente, en un estudio de telemetría la unidad experimental es cada individuo marcado, si queremos modelar o hacer inferencias sobre el grupo o población de que se trate sin caer

en pseudo replicación (Hurlbert 1984). Las ubicaciones se consideran submuestras sobre las cuales estimar parámetros relativos al individuo muestreado.

¿Cómo se hará el muestreo: estratificado, sistemático, en grupos o aleatorio?, ¿Qué intensidad de muestreo se necesita? Es necesario seguir la teoría general del muestreo en el diseño del estudio para llegar a estimaciones no sesgadas y más precisas de los parámetros y de su variabilidad. En ocasiones un muestreo sistemático es básico para contestar preguntas, mientras que en otras un muestreo aleatorio es la opción más adecuada. Anticipar el tipo de muestreo también puede significar un ahorro de tiempo y costo en el estudio.

¿Son los individuos radio marcados una muestra sin sesgos? Algunos parámetros están asociados a la edad y sexo de los individuos y pueden influir en la exactitud de los modelos o contraste de hipótesis en un estudio. Si la especie establece grupos unidos, marcar varios individuos de un grupo sesgará el comportamiento de estas muestras; lo mismo ocurre con individuos con distinta jerarquía social. De nuevo el tipo de muestreo debe ser analizado en función de estos factores *¿Se consideran los errores de ubicación?*

¿Los sesgos en la tasa de observación son identificados y corregidos? En muy pocos casos se tiene la ubicación real de un animal, la mayoría de las ubicaciones son estimaciones que tienen distintos tipos de error asociado. En el seguimiento por un observador, cada persona en el campo tiene una capacidad diferente para distinguir la dirección de la señal, igualmente el tipo de terreno y de objetos que puedan causar interferencia pueden sesgar el estimado de la ubicación. En marcas de GPS o de satélite, la estimación también depende del tiempo disponible para calcular la posición o para mandar la señal al satélite, del número de satélites pasando sobre el área y de condiciones que puedan interferir con la señal. Mientras más fino es el muestreo, mayor es la precisión que se requiere en la estimación de la ubicación. Siempre es recomendable realizar un estudio piloto para identificar las fuentes de error, tratar de

minimizarlas o reducirlas y en todo caso verificar si el error permitirá hacer comparaciones entre los datos.

¿Cuál es el significado biológico de las observaciones?. Quizá es la pregunta más importante, el comportamiento de la variable de respuesta debe corresponder al proceso biológico que pretendemos entender a través de modelos o inferencias. El equipo que se planea utilizar, el muestreo, la frecuencia de las observaciones y la intensidad con que se realizan, así como la resolución del estudio, deben resultar en observaciones que tengan un significado sobre el proceso biológico estudiado.

Muestras puntuales (point sample) vs. Muestreo intensivo

Cuando se sigue un animal o cuando se analizan las posiciones de los animales, lo que potencialmente se obtiene es una serie de tiempo, el investigador puede escoger entre hacer un registro intensivo o analizar muchas observaciones sucesivas, o tomar muestras puntuales o filtrar los datos con un procedimiento aleatorio o sistemático. Eso depende de la naturaleza de la pregunta de investigación, pero también de la consideración de la violación del supuesto de independencia de las observaciones que imponen muchos métodos estadísticos.

La serie de observaciones obtenidas son usualmente auto-correlacionadas, esto es, que la naturaleza de la observación en un tiempo o espacio depende de la o las últimas observaciones de la serie. Cuando un animal se encuentra por ejemplo descansando es muy probable que en un tiempo anterior estuviera mostrando el mismo comportamiento o que se encontrará en un sitio propicio para el descanso, perdiéndose de esa manera la independencia de las observaciones. Existen procedimientos que no asumen esta independencia y con los que se puede aprovechar la información de un registro intensivo, sin embargo lo más común es filtrar la serie de manera que se pierda

la dependencia en los datos, si esto se considera anticipadamente en el diseño se puede ahorrar tiempo y otros recursos valiosos.

Radio seguimiento aéreo

El radio seguimiento utilizando aeroplanos ha sido utilizado casi desde el inicio de la radio telemetría de vida silvestre. La razón principal por la cuál se utilizan aeroplanos, se debe a que conforme se incrementa la diferencia de altura entre el radio transmisor y el sistema de recepción, se incrementa la ganancia de la señal emitida, de tal forma que es posible detectar señales débiles, como las que ocurren cuando los animales se encuentran muy alejados. Así mismo, al incrementar la altura sobre el radio transmisor, en muchas ocasiones se sobrepasa la altura de elementos del paisaje que absorben la señal emitida por el radio (ej. montañas), permitiendo la recepción de la señal.

El radio seguimiento se realiza principalmente desde pequeños monoplanos de ala alta que permiten el montaje de antenas en los soportes de las alas (Fig. 18). Se debe colocar una antena en cada ala. Las antenas deben quedar fuertemente fijadas a los soportes de las alas ya sea por medio de aditamentos especiales o con cinta. Las antenas deben quedar conectadas a una caja de distribución que permita escuchar alternativamente a través de un switch la antena derecha, la izquierda o ambas al mismo tiempo. El radio seguimiento debe iniciar escuchando ambas antenas, y en el momento que se localiza la señal del radio transmisor, alternar entre antena derecha e izquierda para conocer la dirección de la cuál proviene la señal. Una vez localizada la dirección, se deben realizar vuelos concéntricos cada vez más cerrados hasta acercarse lo más posible al radio transmisor (Fig. 19). Este procedimiento no permite gran precisión en el sitio de localización del radio transmisor, pero en la mayor parte de las ocasiones la precisión es suficiente para muchos de los estudios donde la radio telemetría aérea es necesaria, tales como estudios asociados a la dispersión de animales.



Figura 18.- Aeroplano de ala alta en el cual se han colocado antenas Yagui de dos elementos sujetas al soporte del ala. Se debe colocar una antena de las mismas características a cada lado del aeroplano. Las antenas deberán ser conectadas a un módulo en el que alternativamente se puedan escuchar la señal recibida por la antena izquierda, la derecha o ambas al mismo tiempo (Fotografía N. Lara).



Figura 19.- Cuando se realiza radio telemetría desde aeroplanos, una vez que se localiza la dirección de la señal, es necesario que realizar círculos concéntricos cada vez mas cerrados hasta determinar el punto más probable donde se localiza el animal (Fotografía N. Lara).

Alternativamente, es posible usar una antena Yagui de dos elementos al interior del avión, la cuál se va moviendo de derecha a izquierda a lo largo del

vuelo en búsqueda de los animales. Esta técnica es poco recomendable pues el espacio disponible en el aeroplano normalmente es muy limitado, además de que es muy poco precisa.

El radio seguimiento aéreo continuo es una alternativa muy costosa para la mayor parte de los proyectos de vida silvestre. Sin embargo, en muchas ocasiones se recomienda que se lleve a cabo vuelos especiales para la búsqueda de animales de los que se ha perdido señal desde tierra, pues la información obtenida a través del seguimiento aéreo podría ser muy útil para determinar aspectos importantes como rutas de dispersión de animales o sobrevivencia.

¿Cuándo se recomienda el radio seguimiento aéreo?

- 1.** Cuando el área de estudio se encuentra en áreas orográficamente muy agrestes, en la que la radio telemetría convencional desde tierra es poco recomendable, ya sea por la falta de accesos o por que las montañas no permiten el tránsito adecuado de la señal debido,
- 2.** Cuando el estudio implica animales que se mueven grandes distancias y que por la lejanía de sus movimientos no pueden ser localizados por radio telemetría convencional, como sucede con los grandes depredadores. Esta técnica es ampliamente utilizada en estudios de dispersión de especies de mamíferos medianos y grandes,
- 3.** Cuando por las condiciones de seguridad de los participantes en el proyecto no sea posible realizar el radio seguimiento terrestre,
- 4.** Cuando los animales que se está siguiendo se encuentran en sitios inaccesibles y estén equipados con collares de GPS con la capacidad de enviar los datos almacenados en el data logger del radio transmisor, a un receptor especial sin necesidad de recuperar el collar. En esta modalidad, es necesario acercarse a menos de 500 m para obtener los datos, por lo que el acercarse por medio de un aeroplano es una opción viable, especialmente en sitios con acceso terrestre limitado.

Aplicaciones especiales de la radio telemetría de vida silvestre

Se han desarrollado aplicaciones especiales de la radio telemetría, que han facilitado muchas de las actividades realizadas en el campo por biólogos de vida silvestre. Una de estas aplicaciones son los radiotransmisores colocados a dardos cargados con tranquilizantes y anestésicos (Fig. 20).

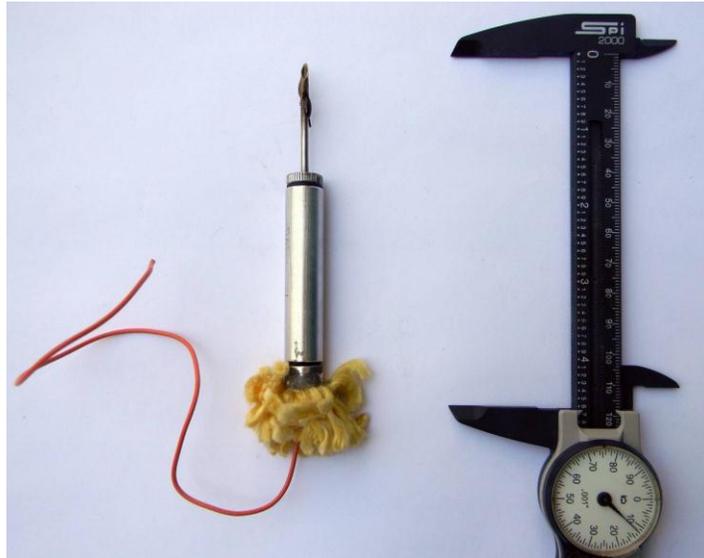


Figura 20.- Dardo tranquilizante equipado con radio transmisor. El radio transmisor permite que el animal al que fue disparado el dardo pueda ser rápidamente localizado (Fotografía L. Pérez-Solano).

La técnica es usada para la localización de animales a los cuales se les ha disparado un sedante, pues en muchas ocasiones el tiempo de inducción de los fármacos tranquilizantes puede tardar varios minutos lo cual en sitios con vegetación muy cerrada representa un problema, pues da tiempo suficiente a que los animales se escondan. Es común que el dardo que contiene los tranquilizantes quede incrustado en el cuerpo del animal hasta que es retirado directamente por los investigadores, lo cuál en este caso representa una oportunidad, pues si el dardo contiene un radio transmisor este puede ser localizado rápidamente, encontrando al mismo tiempo al animal sedado.

Otra aplicación de la radio telemetría, es la localización de perros domésticos en el campo. El uso de perros entrenados en estudios de biología y manejo de vida silvestre es cada vez más común. La búsqueda y localización de excretas, madrigueras, así como en la captura de diferentes organismos es mucho más eficiente cuando se usan perros entrenados. Para evitar la pérdida de estos perros, se han desarrollado collares que son colocados y removidos fácilmente. Una vez colocados los collares, los perros pueden andar libremente en el campo, realizando la labor para la que fueron entrenados. Es así que en caso de pérdida de contacto visual, los perros pueden ser localizados usando radio telemetría VHF convencional.

Análisis de datos y software

El análisis de datos de radio telemetría es complejo y dependerá de los objetivos del estudio. El análisis más sencillo implica la obtención de la localización del animal por triangulación. Este análisis puede llevarse a cabo desde software tan sencillo como hojas de cálculo pues implica una triangulación que puede resolverse por trigonometría. La automatización del proceso de triangulación ha sido una premisa para el radioseguimiento, en ese sentido, se han desarrollado programas de software específicos para este fin tales como Locate III (Radiotelemetry Triangulation Program, <http://www.locateiii.com/index.htm>) y LOAS (Ecological Software Solutions LLC: <http://www.ecostats.com/software/loas/loas.htm>). Este último incluye opciones para calcular la localización de los animales en el campo en los sistemas operativos que se incluyen en los teléfonos celulares. Para el análisis de datos más complejos como la obtención de áreas de actividad y análisis de uso – disponibilidad de hábitat se cuenta con extensiones asociadas a Sistemas de Información Geográfica como ArcView 3.x tales como Animal Movement (US Geological Survey, Alaska Science Center, http://alaska.usgs.gov/science/biology/spatial/gistools/animal_mvmt.php), BIOTAS (Ecological Software Solutions LLC: <http://www.ecostats.com/software/biotas/index.htm>) y otros en los que no es necesario un GIS, los cuales pueden ser descargados desde diversos sitios en Internet (Illinois Natural History Survey: http://nhsbig.inhs.uiuc.edu/wes/home_range.html).

Fabricantes

Existen diversos fabricantes de equipos completos de radio telemetría (radiotransmisores, antenas y receptores). La mayor parte de ellos se localizan en los Estados Unidos, Canadá y Europa. Sin embargo existen algunos fabricantes en áreas como Australia, Sudáfrica y aún en México. Cada uno de los diferentes fabricantes ofrece opciones que varían en precio y calidad. Así mismo, cada uno de los diferentes fabricantes pueden tener más o menos experiencia en la elaboración de radio transmisores para diferentes especies. Es conveniente ponerse en contacto con varios fabricantes para determinar cuál es la mejor opción tanto económica como técnica para la especie a estudiar. En la mayor parte de los casos, los fabricantes tienen gran disposición de trabajar con los investigadores por lo que la asesoría y experiencia de las compañías puede ser de gran ayuda para el diseño del mejor sistema de radio telemetría para la especie y sitio específico de estudio.

A continuación se presenta la lista de algunos de los fabricantes de equipo de radio telemetría:

Advanced Telemetry Systems (<http://www.atstrack.com/>), Estados Unidos.

Argos (<http://www.argos-system.org/?nocache=0.31222286930643306>), Francia.

AVM Instrument Company Inc. (<http://www.avminstrument.com/>), Estados Unidos.

Holohill (<http://www.holohil.com/>), Canada.

Lotek Engineering, Inc. (<http://www.lotek.com/>), Canada.

Telenax (<http://www.telenax.com/>), México.

Telonics (<http://www.telonics.com/>), Estados Unidos.

Wildlife Materials (<http://wildlifematerials.com/>), Estados Unidos.

Agradecimientos

Los autores quisiéramos agradecer principalmente a L. Cantú–Salazar, quien participó en la elaboración del primer esbozo de este capítulo. Asimismo, quisiéramos agradecer a L. Pérez–Solano, A. González–Romero y N. Lara por ayudarnos en el proceso de obtener las fotografías de este capítulo.

BIBLIOGRAFIA

- Cooke, S.J., S.G. Hinch, M. Wikelski, R.D. Andrews, L.J. Kuchel, T.G. Wolcott y P.J. Butler. 2004. Biotelemetry: a mechanistic approach to ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 334–343.
- Garton, E.O., M.J. Wisdom, F.A. Leban y B.K. Johnson. 2001. Experimental design for radiotelemetry studies. Pp: 15–42. In: Millspaugh, J.J. y J.M. Marzluffe (Eds.). *Radio tracking and animal populations*. Academic Press, San Diego, California.
- Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54:187–211.
- Kenward, R.E. 2001a. *A manual for wildlife radio tagging*. Academic Press, San Diego, California.
- Kenward, R.E. 2001b. Historical and practical perspectives. Pp. 3–12. In: Millspaugh, J.J. y J.M. Marzluff (Eds.). *Radio tracking and animal populations*. Academic Press, San Diego, California.

Capítulo 9

LA TRANSLOCACION Y REINTRODUCCION EN EL MANEJO Y CONSERVACION DE LAS ESPECIES

Juan Carlos Serio Silva

INTRODUCCIÓN

Diversos estudios sugieren que la diversidad biológica se reduce día tras día. Algunos cálculos han señalado que puede estar ocurriendo una desaparición de especies que va desde una por día hasta en casos extremos de una por hora (Myers 1979). Es por lo anterior que la Unión Mundial para la Conservación (IUCN por sus siglas en ingles) ha determinado la creación de una comisión denominada “Comisión para la Sobrevivencia de las Especies (SSC, *Species Survival Commission*) la cual vincula a grupos especialistas que promueven evaluaciones del estado actual de las poblaciones de fauna y flora en su hábitat natural así como las expectativas futuras de las mismas.

Una forma de lograr lo anterior es por medio de los “Grupos Especialistas” quienes tienen la responsabilidad de elaborar planes de acción a favor de especies y ecosistemas amenazados. Entre estos muchos “grupos especialistas” se encuentran por ejemplo de *Reintroduction Specialist Group* ó el *Primate Specialist Group*, por mencionar solo un par de ellos.

Es muy importante considerar que la Comisión para la sobrevivencia de las especies establece mecanismos y sistemas para la protección de especies en su hábitat natural (*in situ*), así como para especies fuera de su hábitat natural (*ex situ*) las cuales en ambos casos generalmente están en grave riesgo. Los esfuerzos *ex situ* incluyen programas desarrollados por Zoológicos, criaderos, acuarios, etc., y el principal objetivo es el mantener poblaciones viables de especies amenazadas, bajo condiciones

de cautiverio, a fin de reintroducirlas en sus áreas naturales de distribución donde hubieran sido exterminadas.

PRESERVACION vs. CONSERVACION

Cuando se intentan realizar, y aún unir, esfuerzos por mantener la biodiversidad de nuestro planeta, generalmente se confunden algunos conceptos. Dentro de estos se encuentran los conceptos de *preservación* y *conservación* de especies.

Se entiende por *Preservación*: mantener bajo circunstancias de *crianza manejada* (variando de reservas a zoológicos) una población suficientemente grande de una especie en particular a fin de asegurar su sobrevivencia. Al mismo tiempo que se pretende retener suficiente variabilidad genética en la población original que haga posibles futuras adaptaciones.

Para el caso de *Conservación*: se pretende *regresar animales a su hábitat natural*, bajo circunstancias que permitan la evolución por selección natural y la acumulación de nueva variación por mutación a un ritmo mayor que la pérdida por deriva génica. Sin embargo son escasos los éxitos en la reinsertión de especies en su hábitat natural, a pesar de grandes esfuerzos.

CONCEPTOS BASICOS EN EL MANEJO DE ESPECIES AMENAZADAS

Translocación. – Se refiere al movimiento de organismos vivientes de un área a otra, donde son liberados. También definido como el movimiento de individuos o poblaciones silvestres de una parte de su rango a otra. Algunos de estos movimientos se realizan bajo condiciones de exigencia inmediata como es el caso de fauna que mantiene conflictos con humanos. Un ejemplo de esto serían los elefantes en Asia (*Elephas maximus*), quienes destruyen cultivos de los pobladores y por tanto representan una imagen negativa para ellos (MacKinnon y MacKinnon 1986).

Reintroducción. – Es la dispersión intencional de un organismo dentro del rango nativo o natural de la especie, cuando ha desaparecido o ha sido extirpado en tiempos

históricos como consecuencia de actividades humanas o catástrofes naturales. Algunas veces se ha considerado el término “Restablecimiento” el cual es un sinónimo, pero implica que la reintroducción ha sido exitosa. Algunas especies de fauna han demostrado ser candidatos exitosos en programas de reintroducción, una de estas es el lobo gris de Norteamérica (*Canis lupus*). Esta especie se distribuía inicialmente en el Parque Nacional de Yellowstone, sin embargo al ser exterminada de su hábitat natural el ecosistema se mostró claramente fuera de balance debido a la ausencia de uno de sus principales depredadores. Es por ello que desde 1992 a la fecha se ha promovido su inserción al ambiente natural, donde la meta es establecer 10 parejas de lobos reproduciéndose durante tres años consecutivos. Lo anterior significaría que cada pareja debería incrementar a 10 animales, esto es un total de 100 lobos que significan una población con proporciones balanceadas y saludables de depredadores y presas (Couturier 1992).

Introducción – Es la dispersión intencional o accidental de un organismo por agentes humanos, fuera de lo que históricamente se conoce como el rango natural o nativo de la especie

Introducción benéfica – Es el intento de establecer una especie, con fines de conservación, fuera de su distribución registrada, pero dentro de un hábitat y área eco-geográfica apropiada.

Reforzamiento / Suplementación – Adición de individuos a una población existente de conoespecíficos.

Repoblación – Es el movimiento de determinado número de plantas o animales de cierta especie, con la intención de incrementar el número de individuos de esa especie en su hábitat original.

PROPOSITOS Y OBJETIVOS DE LA REINTRODUCCION DE ESPECIES

Una reintroducción deberá tener como meta establecer una población viable y libre en la naturaleza, tratándose de especies o subespecies que han sido previamente extintas o extirpadas. Los objetivos principales de estos programas deberán ser:

1. Incrementar la sobrevivencia a largo término de una especie
2. Restablecer una especie clave (en un sentido ecológico o cultural) dentro de un ecosistema
3. Incrementar la biodiversidad
4. Brindar beneficios económicos a largo plazo a la economía local y/o nacional
5. Promover la conciencia conservacionista

Un ejemplo de uno de los programas más exitosos de reintroducción de especies es el que corresponde al Oryx de Arabia (*Oryx leucoryx*). Esta especie fue extinta en vida libre en 1972 por cazadores de la República de Omán, quienes utilizaban vehículos especiales y helicópteros con armas sofisticadas para cazarlos mientras huían por las zonas desérticas que correspondían a su rango de distribución. Con base en esta extinción de esta especie, la *World Wildlife Found (WWF)* y *Fauna Preservation Society of London* establecieron el programa de reproducción en cautiverio y eventual reintroducción a la vida libre denominada: “Operación Oryx”. Así, se conformó el *rebaño mundial del Oryx*, que incluía individuos alojados en Zoológicos de Estados Unidos de América, Europa y colecciones privadas de Kuwait y Arabia Saudita. Este rebaño para 1978 poseía una población de 120 animales en EUA y unos 100 en colecciones privadas de Arabia. Para el año de 1980 se transportaron 10 oryx de EUA a Omán los cuales fueron liberados en un encierro de 1 km². Posteriormente, se liberaron como rebaño en 1982 y tuvieron su primera cría, que dio pie a realizar más liberaciones en 1984, 1988 y 1989. Actualmente se cuentan alrededor de 400 oryx libres en el mundo.

Sin duda, la reintroducción de especies es una herramienta particularmente útil para reintegrar una especie a su hábitat natural, cuando esta ha sido exterminada debido a persecución humana, sobreexplotación o deterioro del hábitat en general.

Pero, la reintroducción solamente será factible cuando las causas o factores del exterminio local de la especie se encuentran bajo control de los encargados del programa.

FASES DE UN PROGRAMA BASICO DE REINTRODUCCION DE ESPECIES

- I. Estudio de Factibilidad
- II. Preparación
- III. Liberación
- IV. Seguimiento

I. Estudio de factibilidad

Conocimiento de la especie

Se deberán realizar estudios detallados del estado y biología de poblaciones silvestres (si existen para determinar las necesidades críticas de la especie.

Por ejemplo: Preferencias de hábitat, conducta social, composición grupal, tamaño del ámbito hogareño, requerimientos de refugio y alimentación, comportamiento de forrajeo y alimentación, depredadores y enfermedades

Revisión de otros programas de reintroducción

Se recomienda una investigación concienzuda de los programas de reintroducción previos, con la misma especie o especies similares, así como establecer contacto con personas que tienen experiencia relevante en el tema. Estas actividades se deberán realizar antes y durante el desarrollo del protocolo de la reintroducción

Consideraciones Taxonómicas

Deben pertenecer a la misma unidad taxonómica que aquellos que fueron extirpados. En particular los individuos manejados para la reintroducción deberán ser similares (cuanto a subespecies o razas) a los que originalmente habitaban el área.

Consideraciones históricas

Deberá realizarse una investigación histórica acerca de la desaparición y destino de los individuos que habitaban el área de la futura reintroducción. Las actitudes de las personas deben ser tomadas en cuenta. El programa debe ser comprendido, aceptado y apoyado por las comunidades locales. Estudios socio-económicos deberán ser hechos para evaluar los costos y beneficios que el programa de reintroducción traerá a las comunidades locales.

Un par de ejemplos de lo que significa el considerar el origen del conflicto entre hombre-fauna y la posibilidad de reinsertar especies se da el caso del búfalo o bisonte americano (*Bison bison*) y del lobo gris (*Canis lupus*). En el primer caso, después de su reintroducción, la importante recuperación poblacional ha causado muchos problemas. Sus migraciones han causado controversia y se sugiere que han transmitido al ganado enfermedades como la Brucelosis que causan abortos espontáneos en las vacas (Rember 1990; The Nature Conservancy 1990). Para el segundo caso, la reintroducción del lobo gris ha entrado en conflicto con los habitantes humanos de la región, teniéndose que promover algunas alternativas como:

- a) permitir que rancheros sacrifiquen a los lobos cazando ganado.
- b) Estimular la cooperación de los rancheros gratificando económicamente a quienes permitan el asentamiento de los lobos en sus propiedades. (Couturier 1992; Rember 1990).

Consideraciones ecológicas

Implica la realización de estudios ecológicos que permitan evaluar como han cambiado las relaciones previas de la especie con su hábitat, todo esto permitirá saber el grado de viabilidad de la reintroducción.

Un ejemplo de lo anterior es el caso del hurón de patas negras (*Mustela nigripes*). Estos animales poseen una dieta muy estricta dirigida hacia la captura y consumo de los perritos de las praderas (casi el 90% de sus hábitos alimenticios) e inclusive vivían dentro de las madrigueras de estos animales. Al inicio de este siglo, el

gobierno de EUA decidió erradicar a los perritos utilizando veneno. Hasta ahora han sido erradicados en un 98% de su rango geográfico original pero el envenenamiento continúa. Las poblaciones aisladas de perritos no pueden mantener poblaciones viables de hurones quienes al no tener suficiente alimento han mermado sus poblaciones y actualmente enfrentan problemas por entrecruzamiento y enfermedades. Se han ya implementado varios programas para el restablecimiento de sus poblaciones, inclusive ya hay crías nacidas en cautiverio, sin embargo, aún continúa la erradicación de sus presas y fragmentación del hábitat, por lo que este aspecto crucial debe atenderse antes de efectuar un programa de reintroducción (Miller 1990).

Un caso que demuestra que mediante una planeación correcta, los programas de reintroducción de especies pueden beneficiar a ambos polos de interés (humanos – fauna) es el ocurrido en Belice con el programa de manejo del mono aullador negro (*Alouatta pigra*), ahí se motivó la creación del *Community Baboon Sanctuary* con el propósito de conservar a la especie, haciendo participar a las personas de la región, y sobre todo promoviendo actividades turísticas (Allen 1993). El éxito registrado hasta fecha reciente demuestra que la población de aulladores se ha incrementado en un 30%, calculándose ahora una población de 1200 aulladores (Koontz 1993).

Consideraciones conductuales

Este es un aspecto crucial dentro de los programas de reintroducción. Si los individuos han sido criados en cautiverio, se debe considerar que estos organismos quizás no sean aptos para sobrevivir y reproducirse en su hábitat natural, por lo que deberán ser sometidos previamente a un programa de adiestramiento.

Diseño de Monitoreo

Aun en las etapas iniciales del programa, se debe realizar un diseño de monitoreo antes y después de la liberación, esto de tal modo que cada reintroducción

sea un experimento cuidadosamente diseñado con la capacidad de probar la metodología con datos científicamente colectados.

Consideraciones legales

Es de gran importancia atender las leyes y regulaciones de los países involucrados en el programa, y solo iniciar este hasta que se hubieran cumplido todos los requisitos.

Enfoque multidisciplinario

Involucrar a un equipo de personas con diferentes antecedentes profesionales e institucionales que asegure el éxito del programa.

Financiamiento

Asegurar apoyo económico para todas las fases, incluyendo la fase de seguimiento.

Indicadores de éxito

Identificar las metas que se van alcanzando a corto y largo plazo y predecir la duración del programa con relación a los propósitos y objetivos acordados.

II. Preparación

Una vez controlados los factores arriba descritos, se debe tener la certeza de un conocimiento detallado de las necesidades del organismo, así como de la dinámica ecológica del sitio de la reintroducción. En especial, se deben identificar y eliminar las causas previas de la declinación: enfermedades, cacería, sobreexplotación, contaminación, envenenamiento, competencia con especies introducidas o depredación por especies exóticas, pérdida de hábitat, etc.

Asimismo, deberá considerarse como una prioridad el desarrollo de programas educativos para apoyar la reintroducción a largo plazo, el entrenamiento profesional de

los individuos involucrados y, sobre todo, el manejar de manera adecuada las relaciones públicas con medios masivos.

Es importante mantener vigilada la evaluación clínica del grupo de animales transferido. El bienestar de los animales debe ser prioritario en cada una de las fases del programa. Sobre esto, manifestar en documentos adecuados que el grupo a reintroducir, cumple con las regulaciones sanitarias del país donde se llevara a cabo la liberación y en su caso, cumplir periodos de cuarentena si esto es pertinente. Durante esta fase, constituir el grupo de animales, considerando la edad ideal de los organismos para la reintroduccion y proporción sexual adecuada, así como la estación del año más benéfica para la especie de estudio.

Es en este periodo cuando aun se tiene oportunidad de afinar técnicas de captura y manejo de los animales, tanto en cautiverio como en libertad, así como de evaluar previamente cuales son los modos de transporte seguros para estos animales.

III. Liberación

La etapa de liberación se puede clasificar en dos opciones de acuerdo al origen de los grupos considerados:

a) Liberación *suave*: involucra un acondicionamiento antes o después de la liberación.

b) Liberación *dura*: sin preparación antes o después de la liberación.

En el caso de un periodo de entrenamiento, se deben reforzar las siguientes áreas conductuales:

- 1) Evadir o evitar a sus depredadores,
- 2) adquirir y procesar los alimentos,

- 3) interactuar apropiadamente con sus conespecíficos,
- 4) encontrar o construir refugios y nidos,
- 5) moverse sobre un terreno complejo y
- 6) orientarse y navegar en este tipo de ambientes.

Y sobre todo, temer y evitar a los humanos, lo cual es una condición que es muy difícil de lograr.

IV. Seguimiento

El monitoreo de los animales liberados deberá ser una parte integral del programa de reintroducción. Esta debe realizarse por métodos directos (radio telemetría o marcaje) o de manera indirecta (rastros o a través de informantes). Si los animales presentan dificultades para sobrevivir en las condiciones de su nuevo ambiente, será necesario intervenir (v. gr. suplementando alimentos, prestando ayuda veterinaria). Es pertinente desarrollar investigación a largo plazo que permita determinar la tasa de adaptación y dispersión de la población, conveniencia de futuras liberaciones, así como identificación de causas del éxito o fracaso del programa. Se debe monitorear el impacto de la especie sobre el hábitat, así como adoptar medidas que permitan el mejoramiento y protección del mismo sin descuidar la atención sobre los animales liberados. Se debe brindar información sobre los resultados de las reintroducciones, tanto de los éxitos como de los fracasos, mediante artículos, seminarios o cualquier otro tipo de comunicación.

DISCUSION

Durante muchos años se ha mantenido en controversia que la desaparición y/o eventual extinción de especies vulnerables permite dejar un nuevo espacio para la evolución de nuevas formas de vida con mayor potencial genético, las cuales vendrán a suplantar las especies extintas (Challinor 1985). Lo anterior ha ocurrido desde el inicio de los tiempos y de alguna manera, aunque a muchos no les parezca por una visión parcial del evento, la extinción de especies debería ser una situación natural. Asimismo, si consideramos

esto, en el curso evolutivo de la vida la extinción es la norma y la supervivencia es la excepción, entonces ¿porqué preocuparse?. Las razones de esta preocupación radican básicamente en que las tasas de extinción y vulnerabilidad actuales son mucho mayores que las tasas de aparición de especies, por lo que hay un desequilibrio en la tasa de recambio de especies en la naturaleza. Es por ello que algunas instituciones, como parques zoológicos, criaderos y acuarios han iniciado con impulsos diferentes, programas para disminuir esta tendencia y expandiendo sus poblaciones mediante la crianza en cautiverio. Sin embargo, tales programas son complicados y costosos, ya que es necesario realizar investigación aplicada novedosa para resolver múltiples problemas que representa la reintroducción de animales criados en cautiverio. Por ejemplo, para disponer poblaciones genéticamente viables es necesario contar con grandes grupos de animales cosa que no sucede en áreas y número de individuos limitados en estos sitios de reproducción.

No cabe duda que los programas de crianza en cautiverio son solo una parte de la respuesta, porque para que estas reintroducciones se pudieran llevar a cabo, debe haber hábitat disponible donde colocar a los animales. A partir de los programas de crianza en cautiverio y reintroducción se deben establecer prioridades entre las especies amenazadas planteándose las siguientes preguntas: ¿qué animales podrían sobrevivir con poco o ningún esfuerzo conservacionista?, ¿cuáles podrían sobrevivir con un esfuerzo inmediato e intensivo? y, ¿cuáles no podrán ser salvadas aún con grandes esfuerzos y por tanto deberán dejarse en la vía de la extinción? Algunos criterios se deben considerar para seleccionar especies candidatas a programas de reintroducción:

- 1) El grado de amenaza en la naturaleza (usando los *Red Data Books*)
- 2) La factibilidad de manejo en cautiverio para las especies de elección y la existencia de recursos previos para el desarrollo del programa
- 3) El significado taxonómico de la especie

Es muy importante considerar que la mayoría de las colecciones de zoológicos están parcializadas o incompletas. Es común no encontrar en ellas importantes especies de invertebrados y aun de vertebrados como el caso de murciélagos (20% de las especies vivientes de mamíferos) quienes solo están representados en el 1.0% dentro de esas colecciones (Seal 1985).

Lineamientos para establecer una estrategia de crianza en cautiverio por Zoológicos.

Cada sitio con especies cautivas deberá considerar las siguientes preguntas para mantener crianza en cautiverio de especies que eventualmente sean candidatas a programas de reintroducción:

- *¿Cuál es la capacidad de los zoológicos?*
- *¿Cómo deben seleccionarse las especies para los programas en cautiverio?*
- *¿Cuántos individuos iniciales o fundadores son necesarios para representar adecuadamente la población o especie?*
- *¿Cuál es el tamaño de población adecuado para mantener la especie?*
- *¿Cómo deberá manejarse la reproducción (a nivel genético) y demografía (composición sexo–edad) de la población cautiva?*
- *¿Bajo que circunstancias se deberán intercambiar poblaciones cautivas y silvestres o conducir poblaciones cautivas a libres?*
- *¿Cuándo debe ser terminado un programa de preservación o propagación?*

A pesar de todas estas consideraciones, algunos autores sugieren que los animales criados en cautiverio y devueltos a su hábitat natural por reintroducciones muestran cifras de fracaso en un 50 – 90 %. Documentos en 1981 muestran que de 1,197 casos de liberación de aves (introducciones y reintroducciones) a nivel mundial, 48 % fracasaron, dentro de los aspectos mas importantes concluyen que es mas difícil introducir organismos en un área totalmente nueva para la especie que lo que significa una estrategia de reintroducción. En todos los casos registrados como intentos de

reintroducción de especies, la proporción de éxitos ha sido considerada muy baja (Morton 1985).

BIBLIOGRAFIA

Allen, R. 1993. Belice diary. *Wildlife Conservation* 96:54–58.

Chalinor, D. 1985. What everyone should know about animal extinction. Pp. 1–8. In: Hoage, R.J. (Ed.). *Animal extinctions*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.

Couturier, L. 1992. Will the gray wolf return to Yellowstone? *Wildlife Conservation*. 95:8.

Koontz, F. 1993. Trading places. *Wildlife Conservation* 96:52–59.

MacKinnon, J. y K. MacKinnon. 1986. *Review of the protected areas system in the Afrotropical realm*. International Union Conservation Nature and Natural Resources, Gland, Switzerland.

Miller, B. 1990. Black-footed ferret (*Mustela nigripes*). *Reintroduction News* 1:5.

Morton, E.S. 1985. The realities of reintroducing species to the world. Pp. 147–158. In: Hoage, R.J. (Ed.). *Animal extinctions*. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C.

Myers, N. 1979. *The sinking ark. A new look at the problem of disappearing species*. Pergamon Press, New York.

Rember, J. 1990. Return of the native. *Wildlife Conservation* 93:60–77.

Seal, U. 1985. The realities of preserving species in captivity. Pp. 71–96. In: Hoage, R.J. (Ed.). *Animal extinctions*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.

The Nature Conservancy. 1990. Oklahoma: new home for buffalo to roam. *Wildlife Conservation* 93:16–18.

Capítulo 10

TECNICAS PARA CONOCER LA DIETA

Sonia Gallina Tessaro

INTRODUCCION

Cada tipo de alimento potencialmente disponible para un animal tiene diferentes valores nutricionales, un patrón diferente de distribución y abundancia, así como un costo diferente para su captura y procesamiento. Debido a que los animales tienen un tiempo limitado y energía, el escoger su alimento entre muchos elementos potenciales puede ser crítico para su supervivencia y éxito reproductivo (Morse 1980 citado por Morrison *et al.* 1992). De interés para el biólogo son: cuáles alimentos consume el animal de interés, cuándo lo consume, cuánto alimento toma, y cómo distribuyen su tiempo en la búsqueda de su alimento. Un animal no está solo, tiene competidores directos (que consumen el mismo tipo de alimento) o indirectos (que usan el mismo espacio o algún otro recurso) y depredadores que impactan en el tiempo, lugar y métodos de forraje usados por el animal (Morrison *et al.* 1992).

Los estudios sobre hábitos alimentarios deben empezar con el desarrollo de un marco teórico que permita dilucidar como el animal percibe y entonces utiliza su medio ambiente. Por ejemplo, ¿Qué alimento percibe el animal como disponible? ¿El escoger un tipo de alimento se basa en la abundancia del mismo, en su contenido de nutrientes, su distancia hacia un sitio con cobertura, o alguna combinación de todos estos factores? Determinar la percepción que tiene el animal es difícil hacerlo sólo mediante observaciones conductuales directas. Hay tres áreas de estudio para el estudio del comportamiento de forrajeo: desarrollo de modelos teóricos (que incluyan presas, valores marginales y lugar central de forrajeo), experimentos de laboratorio (que incluye selección de alimentos e interacciones competitivas) y experimentos en el campo

(incluye remover competidores conespecíficos y potenciales, remover o suplementar un alimento, entre otros).

El principal objetivo de los estudios sobre dietas es conocer que alimentos son utilizados por la fauna silvestre, cómo son obtenidos, cuando y donde. Estos estudios pueden llevar mucho tiempo. Los análisis deben ser realizados meticulosamente para conocer los elementos de la dieta, para determinar cuáles son los alimentos más importantes para una especie animal por el volumen y frecuencia en que se encuentran.

Los estudios con fines de manejo proveen información práctica e inmediatamente útil para manejar una especie en particular. Incluye obtener información de especies preferidas por aves y mamíferos, para la evaluación de daños a cultivos, de la depredación sobre especies de interés, observaciones para conocer el uso y la selección de la fauna por ciertos alimentos. Se puede conocer la variabilidad estacional y la disponibilidad de los alimentos principales, la incidencia de enfermedades relacionadas con el suplemento alimenticio, y la dinámica poblacional relacionada con factores nutricionales como la calidad del alimento, influencia en la reproducción, entre otros aspectos (Korschgen 1971).

Las técnicas de los análisis varían con los objetivos. Pueden ser estudios rudimentarios orientados hacia el manejo y se pueden simplificar utilizando métodos prácticos examinando el contenido estomacal. Aparentemente los alimentos que se encuentran en mayores cantidades son de más relevancia, sin embargo se deberían intentar identificar todos los elementos.

Muestreo

La calidad de los datos acerca de las dietas depende de la cantidad y calidad de la muestra. La precisión en las técnicas de análisis tiene poco sentido a menos que se recolecte un número suficiente de muestras para demostrar los cambios locales, estacionales o anuales que ocurren en la dieta. Se han utilizado tres criterios para

juzgar la extensión de estos cambios con una cantidad mayor de muestras: 1) uniformidad de los porcentajes volumétricos, 2) la tasa de aparición de nuevos e importantes componentes, 3) porcentaje uniforme de los componentes individuales de la alimentación. Un método estadístico para determinar la cantidad de muestras necesarias para estimar los hábitos alimentarios de una población se basa en la variación de datos para el alimento más importante en una serie.

El lapso de tiempo que abarca la toma de muestras a veces resulta más importante que la cantidad de muestras para demostrar cuál es el alimento principal o más representativo para una especie. Es aconsejable recoger muestras de un período mínimo de dos años.

Existen muchas técnicas para investigar lo que consume un animal. La mayoría se pueden agrupar en 3 grandes categorías basado en el trabajo Litvaitis *et al.* (1996):

- 1) Observacionales – donde se puede observar que están comiendo los animales
- 2) Sitios de alimentación – se mide o estima la cantidad de vegetación que es consumida por los herbívoros.
- 3) Post ingestión – se identifica lo que consume un animal, ya sea en el tracto digestivo, analizando los rastros que quedan en las heces fecales o en regurgitaciones.

1. Observacionales.

Observaciones de campo

Es un método que consiste en observar directamente al animal y ver que está consumiendo. Es aplicable cuando hay buena visibilidad, que se puede observar bien de que se alimenta el animal. La cantidad de consumo se puede estimar registrando el tiempo dedicado a la ubicación y utilización de los diferentes elementos de la dieta, o bien contando los mordiscos o ítems consumidos de cada clase de alimento. Para ello se han utilizado individuos domesticados de la especie, por ejemplo venados, pero puede sesgar los resultados (Ojasti y Dallmeier 2000). Esta técnica ha sido utilizada

principalmente para conocer los hábitos alimentarios de grandes herbívoros. Los individuos son observados mediante binoculares o telescopios registrando el tipo y frecuencia de las especies de plantas consumidas. Las observaciones son cuantificadas ya sea por el conteo de mordidas (número de mordidas a una especie de planta) o por tiempo de alimentación (tiempo que le dedica a cada especie de planta consumida). Estos valores son analizados como frecuencia de ocurrencia, es decir el número de mordidas o tiempo dedicado a una especie en comparación con el total del período observacional. Se puede estimar la biomasa consumida para cada planta, multiplicando el número de mordidas por el promedio de la masa por mordida (Smith y Hubbard 1954). Esta técnica es sencilla y barata, pero la desventaja es tratar de reconocer las plantas que está consumiendo y depende de la distancia a la que está el animal y por supuesto de la complejidad de la comunidad de plantas. Se puede aplicar sobre todo en áreas abiertas.

En muchas ocasiones lo que se hace es utilizar individuos que han sido criados o domesticados, que permiten que el observador vaya junto a ellos. La desventaja es que se dice que los animales “domesticados” no reflejan los hábitos alimentarios de los silvestres.

2. Sitios de alimentación.

Examinar los sitios de alimentación donde se han visto los herbívoros ha sido un método también utilizado para determinar hábitos alimentarios. En otras ocasiones se estima la cantidad de forraje removida por los animales en un período de tiempo determinado (Cooperrider 1986). Esto provee información muy general. Se puede tener sitios semejantes con y sin ramoneo (mediante cercados) y compararlos. Son métodos costosos y llevan más tiempo.

Estimaciones oculares: Para determinar el grado de uso probablemente se empiece con una estimación ocular. El método usado requiere considerable experiencia en estimar el uso que se basa en la altura de las plantas (de todas o sólo de las especies

más consumidas). El pastoreo se detiene cuando el 80% de la planta es utilizada, por ejemplo, cuando 5 cm de la planta de 25 cm es lo que queda. Esto asegura que la planta se puede recuperar con sus reservas de carbohidratos. El método es usado en amplias áreas y la estimación total de uso puede darse en términos del porcentaje del crecimiento total (volumen, peso o altura) removido por el pastoreo (Blankenship y Satakopan 1995). Las áreas de muestreo pueden ser seleccionados a lo largo de transectos normalmente utilizados para muestreos de vegetación. Una modificación es la estimación ocular en áreas de muestreo pequeñas, para pastos, hierbas y arbustos. La estimación se hace de la altura, volumen o peso, y generalmente es este último el que se usa.

Una modificación del método es la técnica es la “estimación ocular por parcela”, donde la estimación del uso están hechas en un área determinada que puede ser visible desde un punto (Pechanec y Pickford 1937). Se usa para pastos, herbáceas y arbustos. Las estimaciones están basadas generalmente en el peso, para lo cual se necesita experiencia.

Utilización determinada por el peso de las plantas: El peso puede determinarse por estimación, pero generalmente todas las partes de la planta son cortadas, secadas y pesadas. El corte debe hacerse antes del pastoreo o ramoneo y después de éste. Esto es más complicado cuando el pastoreo o ramoneo ocurre durante todo el tiempo. La diferencia en el peso de los dos cortes es la cantidad utilizada. En muchos casos se utilizan encierros o exclusiones para mantener fuera del alcance de los herbívoros o de alguna especie en particular. En tales casos generalmente se establecen dos parcelas del mismo tamaño y en la misma vegetación, una con ausencia y otra expuesta al uso por el herbívoro. Este método es más preciso pero ocupa más tiempo de muestreo. Los transectos al azar pueden ser la base para establecer las parcelas pareadas (Blankenship y Satakopan 1995).

Medición de las ramas: Estas medidas pueden ser estimadas, aunque generalmente se registra la longitud actual, el peso o el número de ramas. Este método fue desarrollado por Stoddart (1935). Primeramente se determina el peso promedio de la rama para cada especie, y después se cuenta el número de ramas, en un área definida y posteriormente se convierte a peso utilizando el promedio obtenido (Shafer 1963). La longitud de las ramas y el porcentaje ramoneado también provee la utilización. Un grupo de ramas son marcadas y todas son medidas, posteriormente se vuelven a medir para determinar la cantidad de uso o ramoneo. Las plantas pueden ser localizadas a lo largo de transectos y las ramas pueden ser marcadas en diferentes partes del arbusto para reducir la diferenciación del ramoneo (Blankenship y Satakopan 1995).

Conteo de mordidas y observaciones de “cafetería”: son utilizados para estimar el tipo y cantidad de forraje comido por animales pastadores o ramoneadores. Los animales son observados por períodos específicos de tiempo y así se obtiene una lista de especies consumidas. Se estima la biomasa consumida. Se requiere que el observador se encuentre cerca del animal. Pueden utilizarse animales en cautiverio o animales “entrenados”.

Animales entrenados: Su uso requiere de que sean dóciles pero se entrenan para llevarlos con lazo o dejarlos sueltos sin que se vayan. Generalmente los rumiantes como los venados se separan de sus madres recién nacidos y se alimentan artificialmente con botella, y luego se van familiarizando con las cuerdas o arnés para sacarlos al campo, aunque hay animales que nunca se adaptan a estas restricciones. A los animales se les deja por períodos de tiempo (generalmente en la mañana o en la tarde) y se les permite alimentarse libremente y el observador va registrando todas las plantas, el número de mordidas por planta y la cantidad de tiempo que dedica a forrajearlas. A menudo una “mordida” termina cuando el animal se la traga, aunque corte y mastique varias partes de la vegetación (Blankenship y Satakopan 1995).

Con animales silvestres se pueden hacer observaciones utilizando binoculares o telescopios, y luego se requiere una inspección detallada de los sitios para identificar las plantas utilizadas, aunque a veces resulta complicado identificar cuáles fueron consumidas (Blankenship y Satakopan 1995).

Experimentos en confinamiento: Este enfoque permite dilucidar la selectividad para diferentes alimentos, cuantificar el consumo, estimar la digestibilidad y asimilación, la velocidad de paso e incluso la ganancia en peso que se logra con distintas raciones. La selectividad se estudia con experimentos “tipo cafetería”, ofreciendo a los animales lotes previamente pesados de diferentes alimentos, y luego al día siguiente pesando los restos. De igual manera se estima el consumo, la digestibilidad y asimilación ofreciendo el alimento *ad libitum*, registrando su consumo diario y cuantificando el material fecal y orina. La velocidad de paso se puede determinar agregando en la comida un marcador inerte y registrando su eliminación en la materia fecal (Ojasti y Dallmeier 2000).

Los animales en cautiverio se usan para estudios de “cafetería”, ya que los animales son expuestos a cantidades específicas de determinadas plantas. La cantidad consumida de cada especie da indicaciones de preferencia y palatabilidad. El problema es que no siempre se les proporciona todas las plantas apropiadas para escoger. Si las plantas no se les da de manera homogénea (en forma de pellets) los animales pueden seleccionar sólo ciertas porciones (Blankenship y Satakopan 1995).

3. Muestras post ingestión.

Análisis del contenido gástrico o de heces: Lo que se sabe de los hábitos alimentarios de la fauna silvestre proviene mayormente del análisis de contenidos del tracto digestivo. Se pueden aprovechar los animales cazados o atropellados. También es posible obtener las muestras de animales vivos mediante el lavado estomacal. Las muestras se obtienen de buches y mollejas en aves, los de estómagos en la mayoría de mamíferos y reptiles, y el contenido del rumen en el caso de rumiantes. El análisis consiste en el dividir la muestra en elementos diferentes o ítems según grupos

taxonómicos, partes de plantas o categorías de tamaño, ya sea manualmente o por tamizado, sedimentación o decantado. Luego se cuantifican e identifican los diferentes elementos y se procesan los resultados, generalmente en términos de frecuencia de aparición y abundancia (peso seco, volumen, contenido de energía o número). Este método es mejor para animales que que ingieren su alimento sin desmenuzarlo, tal como ocurre en muchos reptiles y aves (Ojasti y Dallmeier 2000).

El análisis de la dieta a partir de muestras fecales o de regurgitaciones por aves de rapiña o egagrópilas, semeja el examen de contenidos del tracto digestivo. Esta técnica presupone que se pueden identificar con certeza la especie animal de la cuál proceden las heces y permite la obtención de muchas muestras sin necesidad de sacrificar a los individuos. Es recomendable para carnívoros, cuyas presas pueden ser identificadas por restos óseos o pelos (Jaksic *et al.* 1980, Emmons 1987, Aranda 1994), es aplicable a pecaríes (Ojasti y Dallmeier 2000) y aves gallináceas (Korschgen 1980). Sin embargo las heces de herbívoros especializados están a menudo tan fragmentadas que su identificación debe ser a través del microscopio.

Es la técnica más utilizada. Se necesita identificar el material que no siempre es fácil de reconocer. Por ejemplo en herbívoros se necesita el empleo de microscopios para identificar los fragmentos vegetales. En carnívoros, aunque muchas presas pueden ser identificadas macroscópicamente, algunas partes pequeñas de los restos de animales o plantas se necesita el microscopio, y algunas serán material no identificado.

Para obtener los contenidos estomacales se pueden hacer por dos métodos: matando a los individuos (en muchos casos se pueden aprovechar los animales cazados, como por ejemplo en aves y algunos mamíferos), en este caso desgraciadamente se tiene que matar al individuo y no se pueden obtener muestras subsecuentes. El otro método no destructivo es obligar al animal a vomitar mediante algún químico emético (ver Morrison *et al.* 1992), aunque puede llegar a morir el

individuo; o por ejemplo en aves mediante agua es un método efectivo, o utilizando en algunos animales una solución de agua salina caliente.

Preservación de las Muestras

La preservación de las muestras es similar para herbívoros y carnívoros. Las muestras pueden ser preservadas secas, húmedas o congeladas. Los especímenes frescos de plantas, heces, contenidos de buches y egagrópilas pueden ser secados al aire o en estufas, y almacenados secos. El contenido de rumen puede ser lavado y luego secado. Cuando se conservan húmedas pueden hacerlo con formol al 5–10% para detener la digestión del estómago o contenido intestinal, y en alcohol al 70% para muestras pequeñas de tejido animal. Los cuerpos suaves de algunos invertebrados pueden desintegrarse durante el almacenamiento, por lo que es necesario identificar estas presas en el momento de la colecta. Muestras grandes como estómagos completos pueden ser inyectadas con formol al 10 % y luego sumergidas en esa misma solución.

Las muestras de buches, rumen, intestino, etc. Pueden ser congeladas hasta que puedan ser analizadas. Se prefiere un congelamiento rápido con nitrógeno líquido si es posible.

Las bolsas de plástico o viales de plástico pueden ser usados para almacenar material seco. Viales de polipropileno son recomendados para almacenar muestras de nitrógeno líquido.

Escoger la condición del material que se segrega de una muestra puede ser en seco, o húmedo es determinada por el investigador. En seco tiene ventajas para el análisis de la mayoría de las muestras para determinar hábitos alimentarios, pero es necesario trabajar con materiales húmedos cuando se trata de insectos de cuerpos suaves, arañas o crustáceos (Korschgen 1971).

Las heces fecales y las regurgitaciones pueden almacenarse después de ser secadas en estufa a 80 – 85° C por varias horas o días para evitar la degradación por microbios e insectos. Las muestras pueden almacenarse en bolsas de plástico o papel con un fumigante (naftalina, paradiclorobenceno) para prevenir que se infecten por insectos.

Lo ideal para conocer la dieta de una especie sería entre 50 y 100 muestras. También es importante realizarlo en diferentes épocas del año dado el cambio en la disponibilidad de los recursos alimentarios. Las muestras deberían colectarse por lo menos durante dos años para conocer los alimentos más representativos para una especie dada.

Herbívoros

El uso de heces fecales para analizar la dieta es un método no invasivo y tiene la ventaja de que se pueden coleccionar muchas muestras. También ha sido utilizada en aves acuáticas así como en mamíferos pequeños y grandes. Existen guías para identificar el material fecal (Webb 1943; Murie 1974). La mayoría de los análisis de heces fecales necesitan técnicas microhistológicas para identificar las características celulares y estructuras que son específicas.

Análisis de las Muestras

Cuando una muestra es analizada mientras está fresca, no se necesitan mucha preparación. Los contenidos estomacales deben ser lavados sobre un tamiz, mientras que los contenidos de mollejas pueden ser secados inmediatamente. Las muestras previamente almacenadas con formol requieren ser neutralizadas con una solución de 252 g de bisulfito de sodio (NaHSO_3) y 168 g de sulfito de sodio (Na_2SO_3) en 4 litros de agua NO destilada.

Dos métodos comunes para analizar los hábitos alimentarios son el marco con agujas o “point-frame” (Fig. 1, Chamrad y Box 1964, Robei y Watt 1970) y el

procedimiento microhistológico (Baumagartner y Martin 1939, Sparks y Malecheck 1968). La expresión cuantitativa de los datos incluye:

- 1) tabulación del número de cada elemento presente en la dieta
- 2) frecuencia de ocurrencia
- 3) volumétrico
- 4) gravimétrico

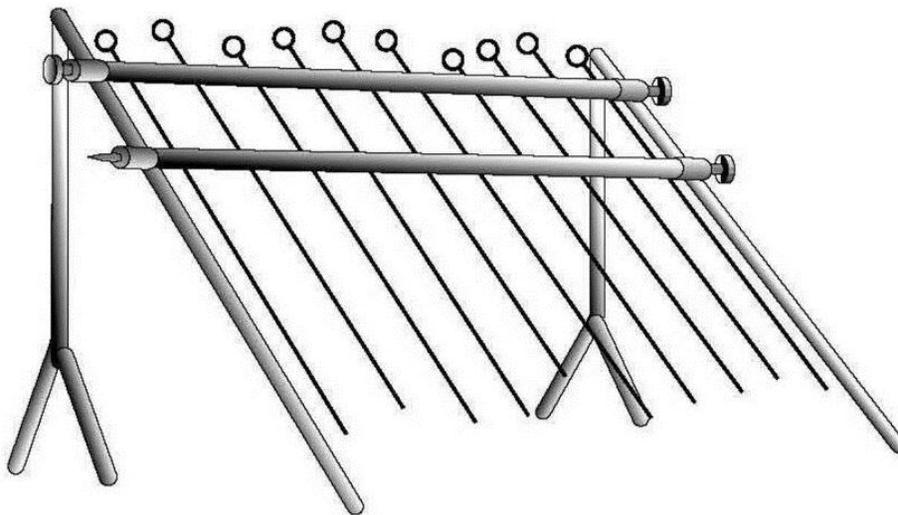


Figura 1. Imagen del marco con agujas o “point–frame” (Tomado de Coulloudon *et al.* (1999)).

Macrotécnica: el método “point–frame” puede ser considerado como tal aunque se necesita un microscopio de disección para identificar las partes seleccionadas. Para analizar el contenido del rumen sólo se toma una porción de la muestra preservada y lavada en diferentes filtros o tamices (6 mm, 3 mm, y 2 mm) aunque se sugiere utilizar el de 3 mm. El procedimiento es el siguiente:

- 1) Lavar el contenido ruminal a través de un tamiz de 3 mm
- 2) Llenar una charola de laboratorio de 17 x 28 cm con agua
- 3) Poner en la charola el contenido tamizado y mezclarlo muy bien
- 4) Extraer el exceso de agua hasta que el material quede parcialmente suspendido
- 5) Poner un “point–frame” con 5 agujas a un ángulo de 45°
- 6) Mover a intervalos de 1 cm el marco a lo largo de la charola (por 20 cm)

- 7)** Hacer esto para tener 100 puntos
- 8)** Identificar cada fragmento que toque el alfiler
- 9)** Los resultados se pueden dar de manera volumétrica, gravimétrica o por frecuencia.

Las lupas o microscopios estereoscópicos son útiles para identificar partes como pelos, huesos, plumas, semillas, insectos, etc. Existen claves, colecciones de referencia y fotográficas para poder identificar las partes. Cuando no existen se deben elaborar. Los pelos pueden ser identificados microscópicamente por el patrón bandeado y su apariencia general. Una colección de los pelos dorsales de guarda de los mamíferos puede ser particularmente útil porque las estructuras bandeadas de color características, patrones medulares de pigmentación y la morfología de las escamas cuticulares (Adorjan y Kolenosky 1969). Sin embargo, requieren de una preparación especial, usando tetracloruro de carbono (carbon tetrachloride) y luego se embeben en barniz transparente o con una sustancia similar, o pueden hacerse preparaciones con aceite de cedro (Korschgen 1971). Los métodos para hacer las preparaciones permanentes o temporales han sido descritas por varios autores (Williamson 1951, Stains 1958, Spence 1963, Korschgen 1980, DeBlase y Martin 1981). Spence (1963) da un procedimiento para hacer preparaciones semipermanentes de pelos de mamíferos:

- 1)** Limpiar el pelo con tetracloruro de carbono 10 – 15 min. Dejar secar.
- 2)** Poner 2–3 gotas de un medio de gel (mezclar 3 ml de glicerina con 94 ml de agua caliente y añadir 3 g de gelatina, agitar y añadir 0.1 g de mertiolate o ácido carbólico como un conservador. Calentar el contenedor si es necesario en una cacerola con agua) en un portaobjetos.
- 3)** Extender el medio en el centro 1/3 de la laminilla con otro portaobjetos limpio.
- 4)** Mientras el gel está suave y flexible, poner los pelos limpios perpendiculares a la longitud de la preparación con el final del pelo proyectándose en la orilla de la preparación donde pueda ser fácilmente agarrar.

- 5) Permitir que se seque de una a una y media horas, dependiendo de la temperatura y condición del medio.
- 6) Cuando el medio está firme use pinzas con buen agarre y jale el pelo rápidamente. Se quedará un duplicado exacto de las escamas del pelo se ha estado embebido correctamente.

El uso de microscopios ópticos o compuestos para examinar los componentes de la dieta ha dado la oportunidad de identificar elementos extremadamente pequeños. El uso de un microscopio de contraste de fases para determinar la dieta de herbívoros es básico.

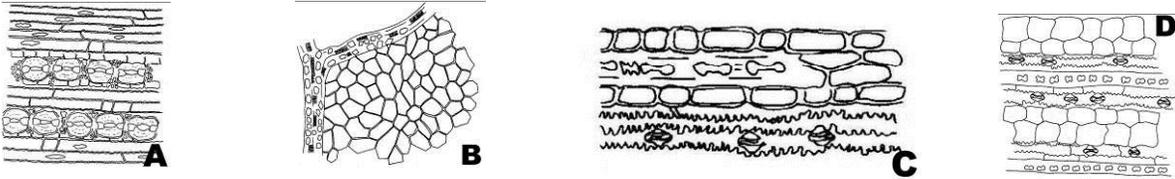
Técnicas microhistológicas: la epidermis vegetal es resistente a la digestión, y a menudo presenta características singulares y propias de cada especie de planta o grupo. Esto permite identificar las plantas consumidas y es un método de gran utilidad para el estudio de dietas de herbívoros a partir de muestras fecales (Ojasti y Dallmeier 2000). Primeramente se deben coleccionar muestras de todas las plantas forrajeras potenciales de la región y preparar las epidermis para tener una colección de referencia, identificando cada planta con sus características particulares (Ojasti y Dallmeier 2000).

Para determinar la composición botánica (de los grupos fecales) se ha utilizado la técnica microhistológica, modificada de Quintanilla *et al.* (1988) por Arceo *et al.* (2005), que consiste en coleccionar tanto plantas como grupos fecales de venado, para hacer preparaciones o laminillas, con el objeto de analizarlas al microscopio. Las muestras son molidas y procesadas con reactivos que destruyen el parénquima y floema, persistiendo únicamente la epidermis y el xilema; para ello las plantas se deshidratan en una secadora de herbario a 70°C durante cuatro días; posteriormente se trituran en molino Willey con malla del número 20. Se coloca la muestra de cada especie de planta en hidróxido de sodio al 5 %, hirviéndola por 5 minutos, luego se lava con agua destilada y se le añade hipoclorito de sodio hasta blanquear las células epidérmicas (10 minutos aproximadamente). Se lavan con agua destilada y se pasan

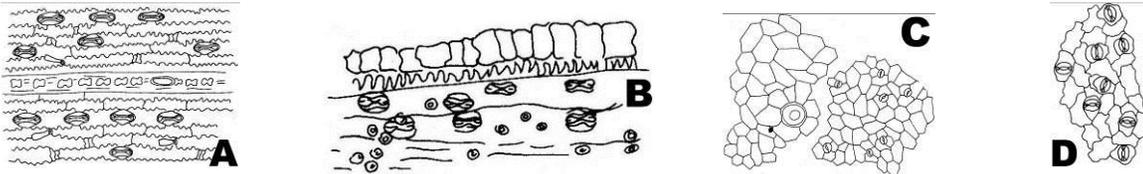
por soluciones de alcohol graduales de diferentes concentraciones (30, 40, 50, 70 y 100%), durante 20 minutos hasta su completa deshidratación. Se pasa por xilol y se montan con bálsamo de Canadá. Para cada especie de planta se hacen varias laminillas para poder tener todas las características que presenta la epidermis (Fig. 2), y tener así el material de referencia (tanto en laminillas como mediante fotografías) para comparar con las epidermis que se encuentran posteriormente en los grupos fecales. Se hacen 5 laminillas de una mezcla de grupos fecales colectados por estación, y se analizan 20 campos por laminilla, siguiendo la técnica descrita por Peña y Habib (1980), obteniendo así la frecuencia de ocurrencia y posteriormente poderlos transformar a densidad de peso seco (Sparks y Malecheck 1968) utilizando las tablas de Fracker y Brischle (1944), luego a densidad relativa (dividiendo cada una de las densidades entre la suma total de ellas) y a porcentaje (multiplicando por 100 el valor obtenido de densidad relativa). Para detalles de la técnica y estructuras de las epidermis se pueden consultar los trabajos de Peña y Habib (1980) y Johnson *et al.* (1983). Ver el Anexo 1 del presente Capítulo, para conocer un ejemplo de tablas utilizadas para convertir frecuencia a densidad.

I. Tipos de células.

II. Disposición celular en diferentes clases de plantas.



III. Estomas.



IV. Tricomas.



V. Células de sílice.

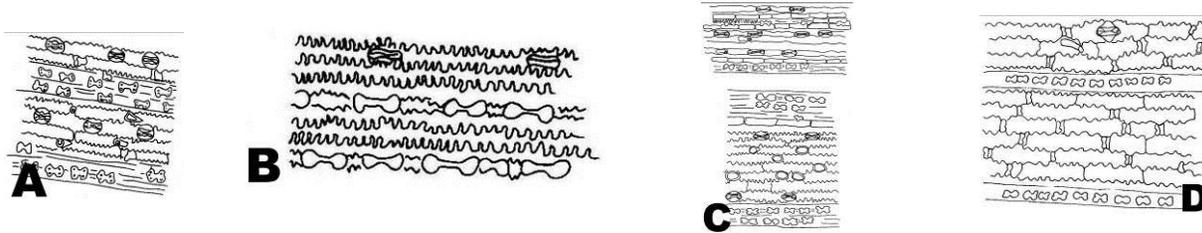


Figura 2. Dibujos de fragmentos de plantas bajo el microscopio de contraste de fases (Tomado de Johnson *et al.* 1983). IA: *Coreopsis*; IB: *Eupatorium*; IC: *Rubus*; ID: *Pteridium*; IIA: *Pinus*; IIB: *Quercus*; IIC: *Aristida*; IID: *Panicum*; IIIA: *Panicum*; IIIB: *Sporobolus*; IIIC: *Solidago*; IIID: *Gelsemium*; IVA: *Panicum*; IVB: *Coreopsis*; IVC: *Solidago*; IVD: *Callicarpa*; VA: *Andropogon*; VB: *Aristida*; VC: *Axonopus*; VD: *Panicum*.

Carnívoros

La dieta de depredadores puede determinarse examinando el contenido estomacal, los excrementos y regurgitaciones. La ventaja de estos dos últimos es que están disponibles todo el año y pueden ser colectadas sin dañar o interferir la especie de interés. Aún así, puede haber errores en la identificación de los restos de las presas (Mersmann *et al.* 1992). Las heces de la mayoría de las especies pueden ser

identificadas por el tamaño, conformación, composición, y olor (Murie 1974), y para mayor seguridad si se encuentran huellas relacionadas. Algunos carnívoros pueden producir heces fecales que no pueden ser distinguidas por su apariencia de las de otras especies. En estos casos, la cromatografía puede ser utilizada para identificar ácidos biliares que dejan “marcas” características para cada especie (Major *et al.* 1980). Sin embargo, el costo y el tiempo requerido para realizarlos han limitado su aplicación. Cuando existe duda en la identificación se deberá descartar la muestra.

El material fecal de depredadores requiere mínima preparación. Se pueden desmenuzar con la mano o con pinzas, pero hay que utilizar tapabocas porque el almacenamiento no destruye los huevecillos de lombrices u otros endoparásitos que ocurren en las heces fecales de los carnívoros.

Las heces pueden ser lavadas con un tamiz fino o se pueden poner en una bolsa de nylon que puede ser lavada para separar pelo, dientes, huesos, y otras partes identificables. Si piel, plumas y otro material no óseo no son cruciales para su identificación, las muestras pueden ser lavadas en una solución de NaOH al 8% por 12 horas y luego enjuagadas en un tamiz fino (No. 18) (Schueler 1972, Green *et al.* 1986). Esta técnica deja huesos, dientes, exoesqueletos de insectos y piel de reptiles, disolviendo los componentes no óseos.

Los contenidos estomacales de depredadores deben ser lavados con agua caliente a través de un tamiz grueso (12 – 20 μ). Debe tenerse mucho cuidado cuando se manejan los tractos digestivos debido a endoparásitos, virus y bacterias que pueden infectar al hombre.

En todos los casos se debe contar con una buena colección de material de referencia. En el caso de herbívoros una colección de epidermis de las diferentes especies de plantas, y en el caso de carnívoros, esqueletos de vertebrados, muestras

de pelo (ver Arita y Aranda 1987), plumas, escamas de peces y reptiles, exoesqueletos de insectos (este material puede ser obtenido de colecciones).

Identificación

La identificación de los elementos encontrados en los análisis de hábitos alimentarios se vuelven más fácil con la experiencia, con materiales de referencia adecuadamente identificados, referencias en dibujos, notas de campo del sitio de muestreo, pieles y esqueletos de vertebrados y especímenes de invertebrados. El trabajar al lado de especialistas es la manera más rápida para progresar en la identificación del material. En las primeras muestras, en lugar de perder mucho tiempo en identificar los elementos desconocidos o fragmentos encontrados, es mejor ponerle una identificación y dejarlos a un lado hasta que se encuentren mejores especímenes. Los elementos importantes aparecerán repetidamente en las muestras y podrán tener las características para identificarlos. Cuando los análisis se hayan realizado de manera gruesa, luego se puede dedicar el tiempo para tratar de identificar los otros elementos. Cuando no se pueda identificar es mejor considerarlo así que tener una identificación errónea (Korschgen 1971).

Presentación de los resultados

Los resultados pueden ser expresados en número, frecuencia de ocurrencia, volumen o peso para mostrar los alimentos utilizados y su importancia. Muchas veces se combinan los resultados, ya que un simple criterio usualmente es inadecuado para proveer de resultados significativos de una serie de análisis. El número de presas consumidas por un depredador o las semillas comidas por un ave cinegética son de interés, pero se necesita información adicional de que tan a menudo ocurre un determinado elemento en la dieta, y en qué cantidad, para tener un mejor panorama. Korschgen (1971) sugiere que el método ideal es presentar dos o tres expresiones de datos cuantitativos (número, volumen, ocurrencia) porque cada uno denota un aspecto distinto y significativo.

El número de elementos consumidos es de interés académico pero el tamaño de los elementos no es tomado en cuenta. Las medidas de frecuencia muestran que el

elemento es consumido, pero no la relación de su valor en el dieta. Un simple elemento identificado en una muestra recibe la misma frecuencia que si estuviera en un estómago o una molleja llena del mismo. Sin embargo la frecuencia de ocurrencia se vuelve significativa cuando es utilizado con el volumen o peso expresado como un porcentaje de la muestra. Una alta frecuencia y un alto volumen indican un alimento de alta calidad o preferencia.

Los datos de frecuencia se derivan del número de muestras en los cuáles un determinado alimento ocurre. La determinación del volumen se deriva de varios medios. Originalmente, las estimaciones visuales del volumen del alimento son registradas como porcentaje de la muestra, pero se prefiere las medidas volumétricas. Los porcentajes de muestras individuales son agregados y promediados para apreciar la importancia por el “método de porcentaje agregado” (aggregate percentage method). Otro método incluye sumar todos los volúmenes para cada elemento de la dieta en una serie antes de calcular el porcentaje basado en el volumen total de alimento.

Las medidas gravimétricas pueden sustituir los datos volumétricos cuando los contenidos de las muestras están sujetos a una completa segregación. Los datos de peso son esenciales cuando se estudia nutrición o alimentos energéticos, pero el peso es un parámetro no práctico cuando se obtiene de pequeños elementos de la dieta (Korschgen 1971).

BIBLIOGRAFIA

- Adorjan, A.A. y G.B. Kolenosky. 1969. *A manual for the identification of hairs of selected Ontario mammals*. Research Branch, Ontario Department of Lands and Forests Research Report 90 (Wildlife).
- Aranda, M. 1994. Importancia de los pecaríes (*Tayassu* spp.) en la alimentación del jaguar (*Panthera onca*). *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)* 62:11–22.
- Arceo, G. S. Mandujano, S. Gallina y L.A. Pérez–Jiménez. 2005. Diet diversity of White–tailed deer (*Odocoileus virginianus*) in a tropical dry forest in Mexico. *Mammalia* 69:159–168.
- Arita, H. y M. Aranda. 1987. Técnicas para el estudio y clasificación de los pelos. *Cuadernos de divulgación INIREB* No. 32, Xalapa, Ver.
- Baumgartner, L. L. y A. C. Martin. 1939. Plant histology as an aid in squirrel food habits studies. *Journal of Wildlife Management* 3:266–168.
- Blankenship, L. y S. Satakopan. 1995. Food habits and nutrition. Pp. 325–361. In: Berwick, S.H. y V.B. Salaria (Eds.). *The development of international principles and practices of wildlife research and management: Asian and American approaches*. Oxford University Press, New York.
- Chamrad, A.D. y T.W. Box. 1964. A point frame for sampling rumen contents. *Journal of Wildlife Management* 28:473–477.
- Coulloudon, B., K. Eshelman, J. Gianola, N. Habich, L. Hughes, C. Johnson, M. Pellant, P. Podborny, A. Rasmussen, B. Robles, P. Shaver, J. Spehar, y J. Willoughby. 1999. *Sampling vegetation attributes*. BLM Technical Reference 1734-4. U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management, National Applied Resource Sciences Center, Denver, Colorado.
- Cooperrider, A.Y. 1986. Food habits. Pp. 699–710. In: Cooperrider, A.Y., R.J. Boyd, y H.R. Stuart (Eds.). *Inventory and monitoring of wildlife habitat*. US Department of the Interior, Bureau of Land Management Service Center, Denver, Colorado.
- DeBlase, A.F. y R.E. Martin. 1981. *A manual of Mammalogy with keys to families of the world*. W.C. Brown Publishers, Dubuque, Iowa.

- Emmons, L.H. 1987. Comparative feeding ecology of felids in a Neotropical rainforest. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 20:271–283.
- Fracker, S.B. y H.A. Brischle. 1944. Measuring the local distribution of Ribes. *Ecology* 25:283–303.
- Green, G.A., W. Witmer, y D.S. DeCalesta. 1986. NaOH preparation of mammalian predator scats for dietary analysis. *Journal of Mammalogy* 67:742.
- Jaksic, F.M., R.P. Schlatter y J.J. Yanes. 1980. Feeding ecology of central Chilean foxes, *Dusicyon culpaeus* and *Dusicyon griceus*. *Journal of Mammalogy* 61:254–260.
- Johnson, M.K., H. Wolford y H.A. Pearson. 1983. *Microhistological techniques for food habits analyses*. Research Paper SO–199. US Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station, New Orleans, Louisiana.
- Korschgen, L.J. 1971. Procedures for food–habits analysis. Pp. 233–250. In: Giles, R.H., Jr.(Ed.). *Wildlife management techniques*. The Wildlife Society-Washington, D. C.
- Korschgen, L.J. 1980. Procedures for food habits analysis. Pp. 113–127. In: Schemnitz, S.D. y D. Sanford (Eds.). *Wildlife management techniques manual* (4th ed.). The Wildlife Society, Washington, D.C.
- Livaitis, J.A., K. Titus y E.M. Anderson. 1996. Measuring vertebrate use of terrestrial habitats and food. Pp. 254–274. In: Bookhout, T.A. (Ed.). *Research and management techniques for wildlife and habitats*. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland.
- Major, J.T., M.K: Johnson, W.S. Davis y T.F. Kellogg. 1980. Identifying scats by recovery of bile acids. *Journal of Wildlife Management* 44:290–293.
- Mersmann, T.J., D.A. Buehler, J.D. Fraser y J.K.D. Seegar. 1992. Assesing bias in studies of bald eagles food habits. *Journal of Wildlife Management* 56:73–78.
- Morrison, M.L., B.G. Marcot. y R.W. Mannan. 1992. *Wildlife habitat relationships*. University of Wisconsin Press.
- Murie, O.J. 1974. *Animal tracks*. Houghton Mifflin, Boston, Massachusetts.
- Ojasti, J. y F. Dallmeier (Eds.). 2000. *Manejo de fauna silvestre neotropical*. SI/MAB Series # 5. Smithsonian Institution/MAB Biodiversity Program, Washington, D.C.

- Pechanec, J. K. y G.D. Pickford. 1937. A weight estimate methods for determination of range of pasture production. *Journal of American Society of Agronomy* 29:894–904.
- Peña, J. M. y R. Habib. 1980. *La técnica microhistológica*. Instituto Nacional de Investigaciones Pecuarias – SARH. Serie Técnico Científica 1, México.
- Quintanilla, J., R. Ramírez–Lozano y J. Villarreal. 1988. *Determinación de la composición botánica de la dieta del venado cola blanca (Odocoileus virginianus texanus) en los agostaderos del norte de Nuevo León*. II Simposio sobre Venados de México, UNAM, México.
- Robei, R.J. y P.G. Watt. 1970. Comparison of volumetric and point analysis procedures to describe deer food habits. *Journal of Wildlife Management* 34:210–213.
- Schueler, F.W. 1972. A new method of preparing owl pellets: boiling in NaOH. *Bird Banding* 43:142.
- Shafer, E.L., Jr. 1963. The twig count method for measuring hardwood deer browse. *Journal of Wildlife Management* 27:428–437.
- Smith, A. D. y R. L. Hubbard. 1954. Preference ratings for winter deer forages from Northern Utah ranges based on browsing time and forage consumed. *Journal of Range Management* 7:262–265.
- Sparks, D. R. y J. C. Malecheck. 1968. Estimating percentage dry weight in diet using a microscopic technique. *Journal of Range Management* 21:264–265.
- Spence, L. E. 1963. *Study of identifying characteristics of mammal hair*. Wildlife Disease Research Laboratory, Wyoming Game and Fish Commission, final report of Pittman-Robertson project FW-3-R-10, work plan no. 10, job no. 2W, Laramie, Wyoming.
- Stains, J. J. 1958. Key to guard hairs of Middle Western furbearers. *Journal of Wildlife Management* 22:95–97.
- Stoddart, L.A. 1935. Range capacity determinations. *Ecology* 16:531–533.
- Webb, J. 1943. Identifications of rodents and rabbits by their fecal pellets. *Transactions of the Kansas Academy of Sciences* 43:479–481.

Williamson, V.H.H. 1951. Determination of hairs by impressions. *Journal of Mammalogy*
32:80–84.

CAPÍTULO 10

ANEXO 1. TABLAS PARA CONVERTIR FRECUENCIA A DENSIDAD E INSTRUCCIONES PARA SU USO

<u>20 campos</u>		<u>40 campos</u>		<u>100 campos</u>		<u>100 campos cont.</u>		<u>100 campos</u>	
<u>F</u>	<u>D</u>	<u>F</u>	<u>D</u>	<u>F</u>	<u>D</u>	<u>F</u>	<u>D</u>	<u>F</u>	<u>D</u>
1	.0513	1	.0253	1	.0101	41	.5276	81	1.6607
2	.1054	2	.0513	2	.0202	42	.5447	82	1.7148
3	.1625	3	.0780	3	.0305	43	.5621	83	1.7720
4	.2231	4	.1054	4	.0406	44	.5798	84	1.8326
5	.2877	5	.1335	5	.0513	45	.5978	85	1.8971
6	.3567	6	.1625	6	.0619	46	.6162	86	1.9661
7	.4308	7	.1924	7	.0726	47	.6349	87	2.0402
8	.5108	8	.2231	8	.0834	48	.6539	88	2.1203
9	.5978	9	.2549	9	.0988	49	.6733	89	2.2073
10	.6931	10	.2877	10	.1054	50	.6931	90	2.3026
11	.7985	11	.3216	11	.1165	51	.7133	91	2.4075
12	.9163	12	.3567	12	.1278	52	.7340	92	2.5257
13	1.0498	13	.3930	13	.1393	53	.7550	93	2.6593
14	1.2040	14	.4308	14	.1508	54	.7765	94	2.8134
15	1.3863	15	.4700	15	.1625	55	.7985	95	2.9957
16	1.6094	16	.5108	16	.1744	56	.8210	96	3.2189
17	1.8971	17	.5534	17	.1863	57	.8440	97	3.5066
18	2.3026	18	.5978	18	.1985	58	.8672	98	3.9120
19	2.9957	19	.6444	19	.2107	59	.8916	99	4.6052
20	3.5000	20	.6931	20	.2231	60	.9163	100	7.0000
		21	.7444	21	.2357	61	.9416		
		22	.7985	22	.2485	62	.9676		
		23	.8557	23	.2614	63	.9943		
		24	.9163	24	.2754	64	1.0217		
		25	.9808	25	.2877	65	1.0498		
		26	1.0498	26	.3011	66	1.0788		
		27	1.1239	27	.3147	67	1.1087		
		28	1.2040	28	.3285	68	1.1394		
		29	1.2910	29	.3425	69	1.1712		
		30	1.3863	30	.3567	70	1.2040		
		31	1.4917	31	.3711	71	1.2379		
		32	1.6094	32	.3857	72	1.2730		
		33	1.7430	33	.4005	73	1.3093		
		34	1.8971	34	.4155	74	1.3471		
		35	2.0794	35	.4308	75	1.3863		
		36	2.3026	36	.4463	76	1.4271		
		37	2.5903	37	.4620	77	1.4697		
		38	2.9957	38	.4700	78	1.5141		
		39	3.6889	39	.4943	79	1.5606		
		40	4.3000	40	.5108	80	1.6094		

Tomada de Peña y Habib (1980).

Instrucciones para calcular el % de Densidad Relativa a partir de la Frecuencia, utilizando una Tabla de Frecuencia/Densidad:

1. Seleccione la tabla que represente el número adecuado de campos.
2. Sume todas las densidades correspondientes a las frecuencias para obtener la densidad total.
3. Divida cada Densidad entre la Densidad Total para obtener la Densidad Relativa.
4. Multiplique por 100 cada respuesta (a partir de la opción 3) para obtener el porcentaje de Densidad Relativa.

$$\text{Densidad} / \text{Densidad Total} = \text{Densidad Relativa} \times 100 = \% \text{ Densidad Relativa}$$

Ejemplo para 10 campos

Especie	Frecuencia (No. de Conteos)	Densidad	Densidad Relativa	% Densidad Relativa
Carex	1	0.1054	.0438	4.38 %
Artemisia	9	2.3026	.9562	95.62
2.4080 Densidad Total				100.00 %

Esta tabla se deriva de la fórmula $F = 100 (1 - e^{-D})$,

donde **F** = Frecuencia

D = Densidad

e = \log_e

Capítulo 11

CUANTIFICACION DE HORMONAS PARA DETERMINACION DE ESTRES FISIOLÓGICO Y ESTADO REPRODUCTIVO EN VERTEBRADOS SILVESTRES

Carolina Valdespino Quevedo

INTRODUCCION

Para el biólogo de campo puede ser de interés conocer el estado reproductivo, la periodicidad de los ciclos reproductores, la sincronía de los ciclos entre individuos o su ausencia en la especie de su interés. Al mismo tiempo, diagnosticar si las condiciones del ambiente están generando estrés en los animales, o si la posición jerárquica de un animal dentro de su grupo social lo provoca o si lo hace la escasez estacional de recursos, pueden convertirse en objetivos de estudio.

Tanto la función reproductiva como las reacciones de estrés se asocian con cambios hormonales por lo cual, el análisis de muestras de sangre con fines de su cuantificación, es un método efectivo para lograr un seguimiento del estado reproductivo y del grado de estrés de animales (Lasley y Kirkpatrick 1991, Harper y Austad 2000). La endocrinología de campo es la metodología que permite la colección de muestras (i.e., sangre, orina, excretas y tejidos) para cuantificar hormonas, receptores, enzimas, etc. y se ha reconocido que estos datos indican mecanismos por medio de los cuales los individuos responden a retos ambientales, se reproducen, migran y regulan todos los aspectos de sus ciclos de vida (Walker *et al.* 2005).

En este capítulo se da una guía sobre la colecta y preservación de muestras que permitan definir estas variables, así como de los procedimientos que necesitan seguirse para asegurar la validez de los datos reportados.

Determinacion del estado reproductivo

Durante la captura de animales es común que junto con la toma de datos merísticos, se haga reporte de evidencias visibles asociados al estado reproductivo de los animales capturados. Por ejemplo, en los machos: testículos escrotales o inguinales; tamaño de los mismos o cambios en la coloración; en las hembras: vulva abierta/cerrada, lactancia, preñez, etc.

Una descripción numérica mas fina, a nivel fisiológico, puede lograrse a través de la cuantificación de hormonas esteroides sexuales circulantes. Estos compuestos son sintetizados y secretados por las gónadas (Nelson 2000) y entre ellos, los más estudiados son la testosterona, la progesterona y los estrógenos (uno de los cuales es el estradiol). Los estrógenos estimulan la actividad reproductiva en hembras y determinan el fenotipo femenino mientras que la progesterona mantiene la gestación en vertebrados vivíparos (Johnson y van Tienhoven 1980). Mientras tanto la testosterona está involucrada en el mantenimiento de caracteres sexuales masculinos, y promueve el comportamiento de apareamiento (Ramenofsky 1984).

A pesar de estas funciones aparentemente disociadas entre hembras y machos, tanto estrógenos, como progesterona y testosterona pueden encontrarse en la circulación sanguínea de hembras y machos de una especie (Lombardi 1998, Nelson 2000), y sus cantidades contrastantes pueden utilizarse en el sexado de animales que no presentan dimorfismo sexual evidente (Bercovitz *et al.* 1978, Bishop y Hall 1991).

Determinación del estres fisiologico

La cuantificación de hormonas en sangre también permite definir estados de estrés fisiológico. En este caso las hormonas a medir son los glucocorticoides, producidos por las adrenales (Norman y Litwack 1997, Lombardi 1998) y que pueden ser el cortisol, en peces y la mayoría de los mamíferos; la corticosterona, en anfibios, aves, reptiles y roedores; o una combinación de ambos, en marsupiales, liebres, ardillas, ungulados y primates (Stratakis y Chrousos 1995, Romero 2004).

Los glucocorticoides son liberados al torrente sanguíneo (Knol 1991, Herman y Cullinam 1997, Nelson 2000) ante un estímulo “estresante” (estímulo nocivo que provoca temor, ansiedad o inquietud, Wingfield *et al.* 1997) y permiten una respuesta sostenida de huida (Axelrod *et al.* 1984). Cuando el factor estresante no desaparece (estrés crónico) y los glucocorticoides permanecen elevados provocan una amplia variedad de consecuencias negativas (Sapolsky 1992) tales como la depresión del sistema inmune (Munck *et al.* 1984) y la inhibición de la reproducción (Ferin 1999, Wingfield y Sapolsky 2003).

La metodología necesaria para la colecta de muestras se describe a continuación, así como las ventajas y desventajas de la misma.

Muestras (sangre y excretas)

A) Sangre

La obtención de muestras de sangre requiere del uso de jeringas y agujas del tamaño adecuado de acuerdo a la especie de interés. El sitio anatómico óptimo para la obtención de la muestra debe responder también al tamaño del animal que se vaya a muestrear (Friend y Franson 1999, Mitchell y Tully 2008) y el conocimiento de la anatomía de la especie es esencial. Por ejemplo en reptiles grandes la toma puede hacerse del seno postcraneal; en carnívoros tanto la vena femoral media como la yugular pueden utilizarse, en aves y murciélagos la vena radial que irriga el ala (Fig. 1). Sin embargo cada colector puede tener preferencias. La cantidad de sangre a obtener es de alrededor de 2 – 3 cm³ por lo cual es importante asegurar que la toma se haga de un vaso sanguíneo cuyo diámetro no vaya a colapsar rápidamente. La muestra deberá centrifugarse para separar el plasma del paquete celular y, una vez hecho esto, mantenerse a – 70°C en un ultra – congelador.



Figura 1. Toma de muestra de sangre del seno postcranial de un cocodrilo (Foto de Mauricio González-Jáuregui).

Sin embargo, la obtención de muestras de sangre generalmente va precedida de la captura e inmovilización de los animales, lo que les provoca estrés, y una modificación no deseable en las concentraciones de las hormonas relacionadas con la reproducción y, obviamente, con las relacionadas con el estrés. Esto ha motivado la búsqueda de métodos alternativos, conocidos como métodos no – invasivos, que hagan posible llevar a cabo estudios y/o evaluaciones sin provocar cambios no deseados en la fisiología de los organismos de interés. La evaluación de hormonas esteroides en excretas ha hecho posible tales objetivos (Heistermann *et al.* 1995, Peter *et al.* 1996, von der Ohe y Servheen 2002).

B) Excretas

Las excretas, usadas rutinariamente en instituciones zoológicas para diagnosticar parasitosis digestivas, permiten medir concentraciones de metabolitos de hormonas. Este método se ha empleado en zoológicos americanos y europeos para determinar estados reproductivos (Lasley y Kirkpatrick 1991, Heistermann *et al.* 1995, Peter *et al.* 1996) y estrés fisiológico (Carlstead *et al.* 1993, Wielebnowski *et al.* 2000, Brousset

Hernández–Jáuregui *et al.* 2005) y pueden aplicarse al estudio de animales en estado silvestre.

Para animales que son visibles (aves, reptiles, mamíferos diurnos) la colecta puede ser directa, utilizando binoculares si es necesario, y marcando los sitios de deposición si se requiere moverse con el grupo en estudio y la colecta inmediata no es posible. En este caso se evita el estrés de captura.

Además, las excretas permiten el muestreo de animales de hábitos nocturnos y crípticos (Wilson y Delahay 2001). Como se sabe, la forma y dimensiones, como método de identificación de excretas permite describir diferentes aspectos de la ecología de vertebrados (Davis y Winstead 1980, Korschgen 1980, Ezcurra y Gallina 1981, Cooperrider 1986, Phillips y Scheck 1991, Mandujano y Gallina 1995, Lancia *et al.* 1996, Litvaitis *et al.* 1996, Mills 1996, Sánchez–Rojas y Gallina 2000, Ray y Sunquist 2001, Buenrostro *et al.* 2004, Pérez–Mejía *et al.* 2004, Ortiz–Martínez *et al.* 2005), aunque es importante conocer las limitantes (Paxinos *et al.* 1997, Davison *et al.* 2002).

Metodología, frecuencia y duracion de la colecta

En el caso del uso de excretas con fines endocrinológicos, es importante que las excretas **sean frescas** porque la concentración presente en ellas cambia con el tiempo debido a procesos de descomposición por bacterias y hongos (Wasser *et al.* 1988, Valdespino *et al.* 2007). Las que se colectan para determinación de dieta, por ejemplo, no sirven para hacer análisis endocrino.

La colecta puede hacerse en transectos separados suficientemente para asegurar independencia de las muestras o, si se trata de animales que viven en grupos, asegurar su reciente producción permite suponer que son de distintos animales. Algunas especies se mueven sobre senderos preferentemente (p. ej. carnívoros) y en ese caso, los recorridos pueden hacerse sobre los mismos. Las muestras se mantienen en bolsas plásticas y deben permanecer a baja temperatura. En el campo se puede

utilizar una hielera con geles de congelación. Las muestras deberán congelarse al menos a -4°C , antes de 24 horas y, tan pronto como sea posible, a -70°C . Algunos métodos alternativos de almacenaje se reportan en Lynch *et al.* (2003) y Soto *et al.* (2004). Se recomienda que el mantenimiento de las excretas en congelación antes de efectuar las evaluaciones no exceda los 4 meses ya que después de ese tiempo los metabolitos parecen deteriorarse irreversiblemente (Khan *et al.* 2002).

La temporalidad de la colecta depende de la pregunta a responder. Los ciclos reproductores por ejemplo, corresponden a variaciones hormonales a lo largo del tiempo (Lasley y Kirkpatrick 1991, Harper y Austad 2000); esto hace necesarias mediciones repetidas de las concentraciones de esteroides por varios meses. P. ej., caracterizar el ciclo completo de una especie requiere de, cuando menos, un año de muestras, las cuales pueden ser obtenidas mensualmente (Fig. 2).

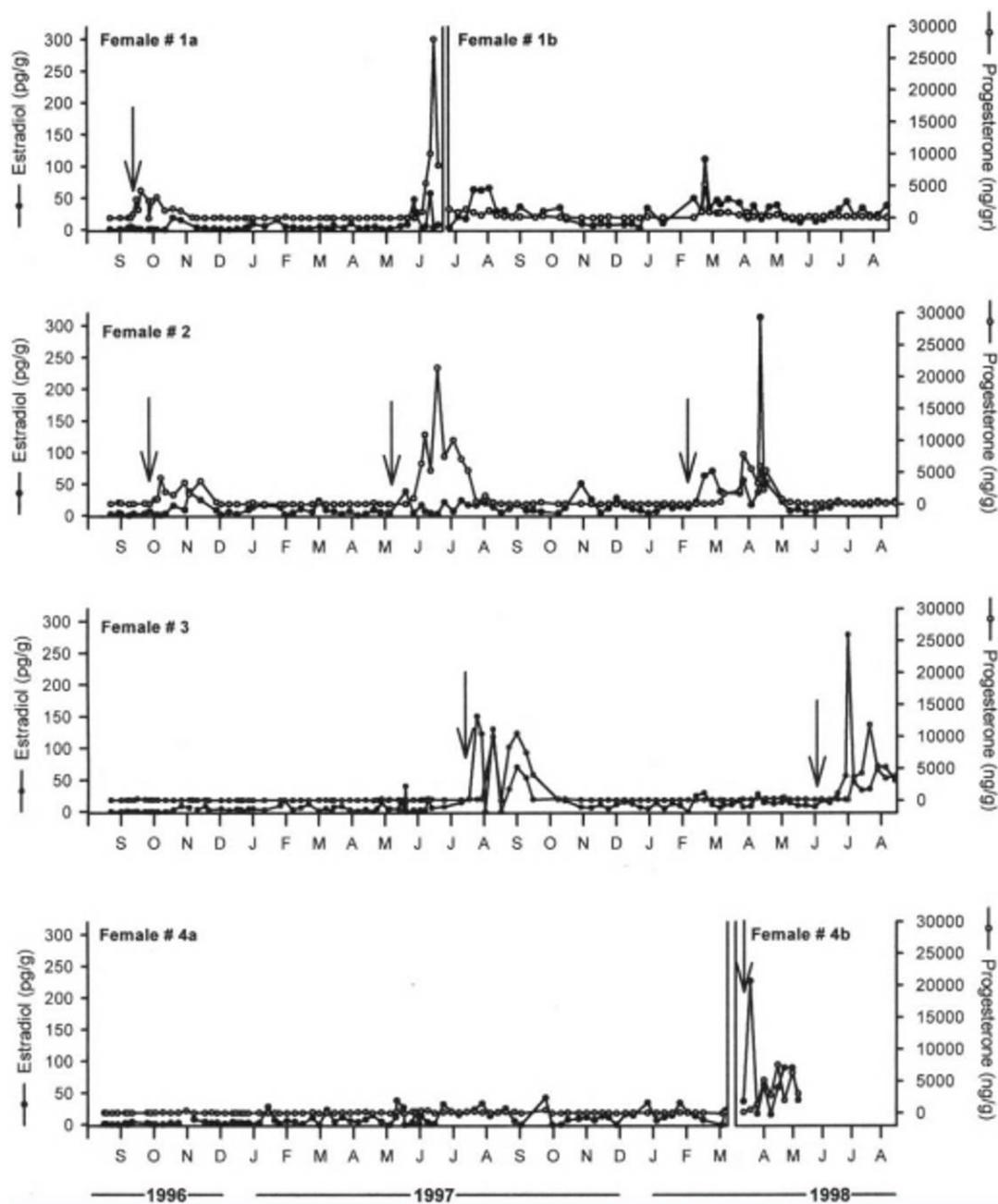


Figura 2. Ciclo reproductor del zorro fennec (*Vulpes zerda*) definido a través medición de estradiol y progesterona fecales. Se pueden observar las fluctuaciones a través del tiempo. Las flechas indican la fecha en que se observó el estro a través del registro del comportamiento (Tomado de Valdespino *et al.* 2002).

La determinación del sexo de animales a través del cociente estrógenos – testosterona (E_2 / T ; Bercovitz *et al.* 1978) requiere de evaluaciones a lo largo del año

ya que, debido a las fluctuaciones asociadas a los ciclos reproductores pueden existir épocas en las cuales la determinación sea imposible, mientras que en otras sea factible.

En otros casos, si los sujetos de estudio son visibles y se lleva un reconocimiento individual, el registro paralelo de su comportamiento, permite la definición de concentraciones características de diferentes estados de la vida reproductiva de un animal (Beach 1976, Brown 1985, Ketterson *et al.* 1991, Lasley y Kirkpatrick 1991, Ketterson y Nolan 1992, Reburn y Wynne–Edwards 1999, Wynne–Edwards y Reburn 2000) con lo cual vale la pena tener muestreos periódicos a través del año.

En cuanto a las evaluaciones de estrés fisiológico, la frecuencia debe estar asociada a la pregunta planteada. Si se desea probar posible asociación con la estacionalidad, se necesita la obtención de muestras en épocas del año con recursos contrastantes. La relación con la posición jerárquica, obliga a tener muestras de todos los individuos en un momento particular. El estrés crónico requiere de cuantificaciones repetidas a lo largo del año y deberá aislarse de fuentes potenciales de estrés agudo (peleas, cambios climáticos momentáneos, presión temporal, etc.). En este caso, si fuera posible registrar el comportamiento de los animales bajo estudio (Martínez–Mota *et al.* 2007), las causas de estrés podrán ser fácilmente delimitadas (Fig. 3).

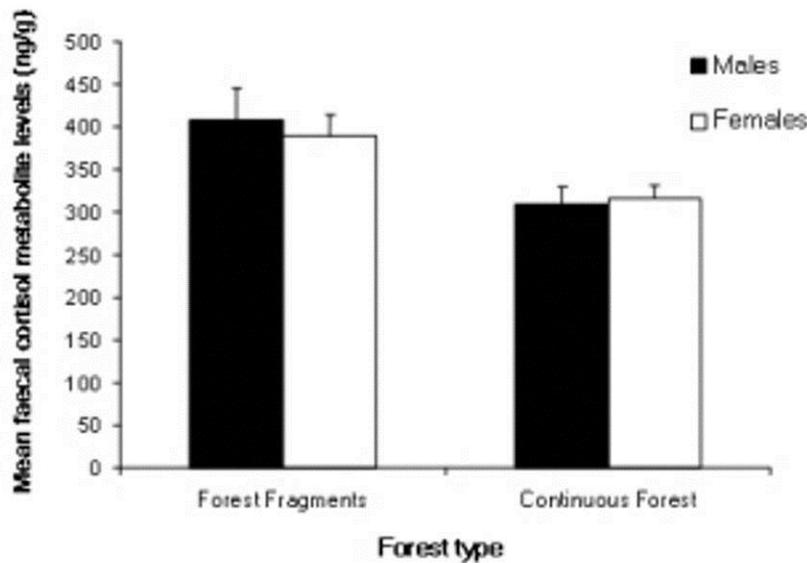


Figura 3. Concentraciones de cortisol fecal correspondientes a estrés crónico en monos aulladores (*Alouatta pigra*), en dos tipos de bosques (conservados y transformados). En este estudio se puede asegurar que los valores corresponden a estrés crónico porque se cuantificó el comportamiento de los animales un día antes de la recolección de excretas (Tomado de Martínez–Mota *et al.* 2007).

Trabajo con animales en cautiverio

Un recurso poco aprovechado por los biólogos de campo son los animales en cautiverio. Estos pueden ser usados para establecer valores de referencia; definir metabolitos en excretas (Palme *et al.* 2005); efectuar pruebas de validación de uso de excretas; tiempos de retraso (time – lags) sangre – excretas, etc. Además permiten también determinar estaciones reproductoras (Valdespino *et al.* 2002), definir variación intraespecífica (Martínez–Mota *et al.* 2008) y hacer pruebas donde se requiere controlar las condiciones y conocer al donante de las muestras. Esto permite tener solidez en las bases al plantear el trabajo en campo, donde la obtención de muestras puede ser difícil.

Es posible, también, desarrollar trabajos meramente encaminados al conocimiento de los animales en cautiverio. Precisamente en parques zoológicos americanos y europeos fue donde se desarrollaron los trabajos fundadores de endocrinología de animales silvestres (Loskutoff *et al.* 1983, Lasley 1985) determinando el estado reproductivo de un organismo (Lasley y Kirkpatrick 1991, Heistermann *et al.*

1995, Peter *et al.* 1996) y evaluando el estrés fisiológico causado por el manejo y las prácticas de mantenimiento (Carlstead *et al.* 1993, Wielebnowski *et al.* 2000, Brousset Hernández–Jáuregui *et al.* 2005).

Análisis de laboratorio

a) Técnicas de cuantificación

Existen diferentes métodos para medir hormonas. Todos ellos están basados en el principio de unión antígeno / anticuerpo. Los ensayos enzimáticos (EIA) utilizan antígenos marcados con un compuesto que cambia de color cuando se produce la unión con el anticuerpo; en los radio – inmunoensayos (RIA) el antígeno está marcado radiactivamente y, más recientemente, la técnica de quimioluminiscencia (CLIA) provoca la liberación de partículas de luz cuando el antígeno reacciona con el anticuerpo (Nelson 2000). En el caso de análisis con RIA, los laboratorios en que se efectúan las mediciones requieren la autorización correspondiente y un certificado para el personal que efectuará los análisis.

En todos los casos, los ensayos incluyen tubos con complejo antígeno/anticuerpo, en gradiente, que sirven para crear una curva estándar (nombrados “standard” o calibradores en los estuches). La validez de esta curva de referencia es crucial ya que si la misma carece de la forma adecuada, las cuantificaciones serán incorrectas. Las concentraciones medidas en las muestras problema resultan de la extrapolación de la cantidad perdida de hormona marcada dentro de esta curva estándar, por lo cual la precisión de la curva es importante. Cuando el coeficiente de correlación de la curva es menor a 0.99 los resultados deberían descartarse (Fig. 4).

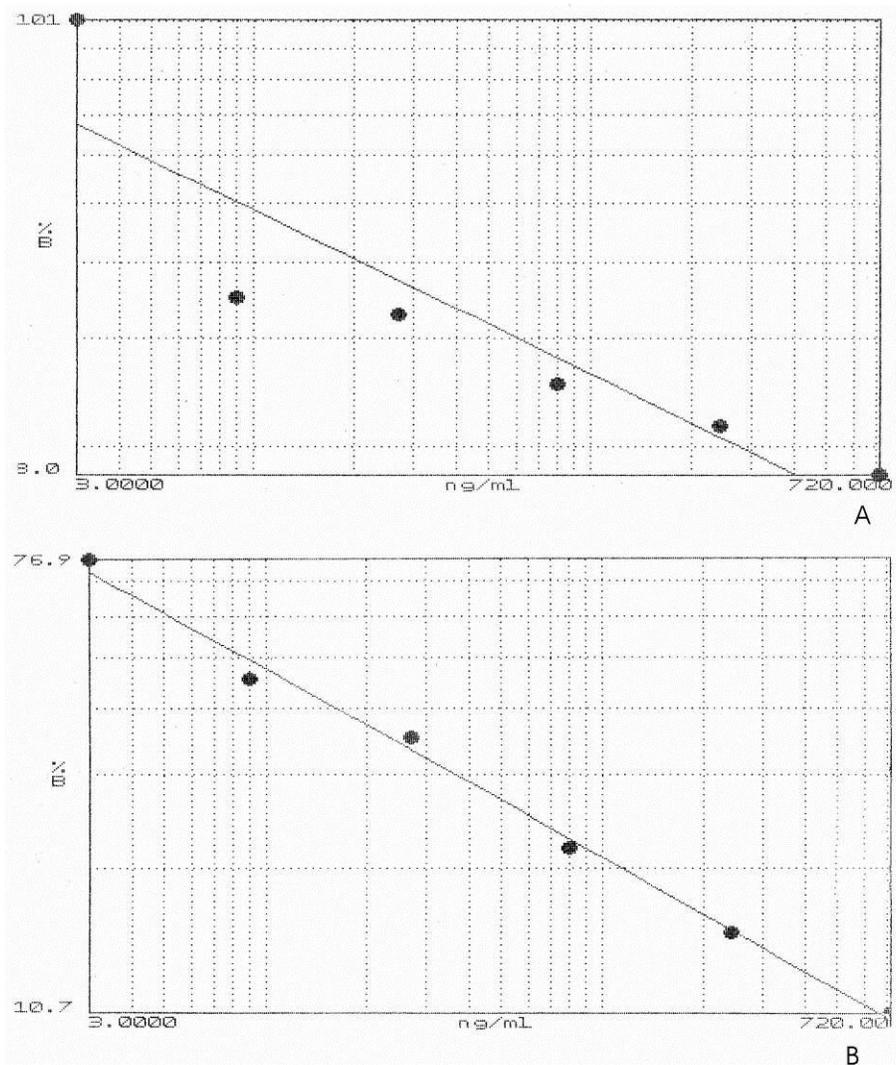


Figura 4: Curvas estándar provenientes de análisis de estradiol (E₂) fecal en zorros fenec utilizando el Kit Ultra-Sensitive Estradiol DSL-4800 kit (Diagnostic Systems Laboratories, Webster, Texas). A. Curva con coeficiente de correlación igual a 0.9033; B. Curva con coeficiente de correlación igual a 0.9973.

Otra prueba de precisión es el uso de muestras de concentración conocida que se intercalan en el ensayo como Controles de Calidad del mismo. En este caso, diferencias de más del 20 % con el valor conocido exigen la repetición del análisis.

Aunque no es una práctica común, debido a los costos, las muestras deberían analizarse siempre por duplicado. Esto permite comparar los valores medidos de cada

muestra. Nuevamente, si los 2 valores difieren en más del 20 %, será importante volver a repetir el análisis de esa muestra.

b) Estuches o kits

El análisis de muestras puede llevarse a cabo utilizando los estuches (en inglés, kits) comerciales que se usan en la evaluación de hormonas en muestras humanas. Diferentes laboratorios producen estuches para los distintos tipos de técnicas de medición y es conveniente conocer de antemano el grado de resolución que permiten en las cuantificaciones. P. ej. el estuche Ultra – sensitive Estradiol del Laboratorio Diagnostic Systems Laboratories, INC utilizado en radio – inmunoanálisis, tiene una especificidad alta por el estradiol y reacciona solo limitadamente con estrona (2.4%); D – equilenina (3.4%); 17β – estradiol – 3 – glucurónido (2.56%) y menos del 1% con estrona – β – D – glucurónido; estrona – 3 – sulfato; equilina; 17α estradiol; 16 keto estradiol y estradiol – 3 – SO_4 . En contraste, el estuche Active Cortisol EIA DSL – 10 – 2000, del mismo laboratorio, utilizado en enzimo – inmunoanálisis, tiene una especificidad del 100 % para cortisol, pero también reacciona con prednisolona (58.3%); prednisona (10.9 %); cortisona (7 %); 11 – deoxicortisol (5.7 %); 21 – deoxicortisol (1.9%); 17α – hidroxiprogesterona (0.9 %); dexametasona (0.9 %) y triamcinolona (0.4 %).

En ocasiones, después de efectuar las pruebas de validación (ver adelante) resulta claro que no es posible el uso de estuches o kits comerciales. Por ejemplo, aún cuando Sapolsky (1993) indicaba que el cortisol es el corticosteroide mayormente producido en primates y, de hecho, todas las investigaciones realizadas en un inicio con muestras de sangre cuantificaron cortisol (mono ardilla: Terao *et al.* 1995; tití: Ziegler *et al.* 1995; chimpancé: Whitten *et al.* 1998, Norcross y Newman 1999; macaco: Morgan *et al.* 2000), recientemente se ha reportado que, al parecer como una adaptación para eliminar sus efectos negativos, el cortisol se metaboliza rápidamente y su eliminación como hormona parental por vía fecal es reducida (Heistermann *et al.* 2006). Por tanto,

el empleo de un kit específico para medir concentraciones de esta hormona en excretas puede dar resultados poco contundentes.

c) Análisis de muestras

Las muestras de plasma de la especie de interés pueden analizarse directamente como se indica en el instructivo que cada estuche incluye, mientras que las muestras de excretas deben pasar por un proceso de solubilización de hormonas. Existen diferentes procedimientos reportados por distintos autores (Bishop y Hall 1991, Shideler *et al.* 1993). Uno de ellos es el uso de un buffer metanol: fosfatos (50%; Bauman y Hardin 1998) en donde se suspende la muestra y se agita durante 24 hrs. El sobrenadante se congela a $-70\text{ }^{\circ}\text{C}$ hasta su análisis para el cual se sigue el mismo proceso que se emplea para las muestras de plasma.

Debido a que las excretas tienen diferente contenido de agua, existe mayor precisión al calcular cantidades de hormonas por peso seco de excretas. Esto requiere de utilizar inicialmente una cantidad conocida de excreta a partir de la cual se solubilizará la hormona y se someterá a desecación para obtener el peso seco.

d) Pruebas de Validación

La posibilidad de utilizar kits comerciales, elaborados para medición de muestras humanas, requiere que se efectúen diferentes pruebas de validación para asegurar que es posible su uso con muestras de otros animales. Éstas incluyen pruebas de paralelismo y pruebas de interferencia.

Las pruebas de paralelismo tienen el objetivo de verificar que el antígeno reaccione de manera constante con el compuesto que nos interesa. La manera de hacerlo es efectuar disoluciones graduales de una muestra que contenga cantidades altas de la hormona de interés. Al hacer las cuantificaciones, las cantidades medidas deberán corresponder a las que se esperarían de acuerdo al factor de disolución. Si esto no ocurre, no puede haber confiabilidad en las cuantificaciones.

Las pruebas de interferencia (precisión o adición) se efectúan con el fin de comprobar que no hay compuestos en la muestra problema que aumentan o disminuyen la medición de hormona. Se utilizan los 2 estándares más altos, disueltos al 10% y a los que se les añade muestras en las que se les midieron valores bajos de hormona. El valor medido al final deberá ser el 10 % + cerca del 90 % de lo medido originalmente para esa muestra. Se procede a hacer una prueba de X^2 para comprobar que los valores no difieran significativamente de lo esperado. Si la diferencia es significativa, otro compuesto está interfiriendo.

Estas pruebas permiten efectuar estudios en los que se realicen mediciones hormonales utilizando kits comerciales. Si estas pruebas no dan resultados positivos, será necesario el uso de anticuerpos confeccionados específicamente para el metabolito de la hormona de interés (Palme *et al.* 2005, Martínez–Mota *et al.* 2008) lo cual requiere de análisis cromatográficos previos de las muestras de la especie de interés.

BIBLIOGRAFIA

- Axelrod, J. y T.D. Reisine. 1984. Stress hormones: their interaction and regulation. *Science* 224:452–459.
- Bauman, J.E. y A. Hardin. 1998. Measurement of steroids in animal feces with commercially available RIA kits intended for use in human serum. *Journal of Clinical Ligand Assay* 21:83.
- Beach, F. 1976. Sexual attractivity, proceptivity, and receptivity in female mammals. *Hormones and Behaviour* 7:105–138.
- Bercovitz, A.B., N.M. Czekala y B. Lasley. 1978. A new method of sex determination in monomorphic birds. *Journal of Zoo Animals and Medicine* 9:114–124.
- Bishop, C.M. y M.R. Hall. 1991. Non-invasive monitoring of avian reproduction by simplified faecal steroid analysis. *Journal of Zoology, London* 224:649–668.
- Brousset Hernández–Jáuregui, D.M., F. Galindo Maldonado, R.A. Valdez Pérez, M. Romano Pardo y A. Schuneman de Aluja. 2005. Cortisol en saliva, orina y heces: evaluación no invasiva en mamíferos silvestres. *Veterinaria México* 36:325–337.
- Brown, R.E. 1985. Hormones and parental behavior in vertebrates. *American Zoologist* 25:895–910
- Buenrostro, A., S. Gallina y G. Sánchez–Rojas. 2004. *Diferencias en la calidad de la dieta de venado cola–blanca (Odocoileus virginianus mexicanus) determinadas por concentraciones de nitrógeno fecal*. XXI Simposio sobre Fauna Silvestre “Gral. MV Manuel Cabrera Valtierra”, 24–26 nov. 2004, Colima, Col. Fac. Medicina Veterinaria y Zootecnia, UNAM, México.
- Carlstead, K., J.L. Brown y W. Strawn. 1993. Behavioral and physiological correlates of stress in laboratory cats. *Applied Animal Behaviour Science* 38:143–158.
- Cooperrider, A.Y. 1986. Food habits. Pp. 699–710. In: Cooperrider, A.Y., R.J. Boyd y H.R. Stuart (Eds.). *Inventory and monitoring of wildlife habitat*. U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management Service Center, Denver, Colorado.

- Davis, D.E. y R.L. Winstead. 1980. Estimating the numbers of wildlife populations. Pp. 221–246. In: Schemnitz, S.D. y D. Sanford (Eds.). *Wildlife management techniques manual* (4th ed.). The Wildlife Society, Washington, D.C.
- Davison, A., J.D. Birks, R.C. Brookes, T.C. Braithwaite y J.E. Messenger. 2002. On the origin of faeces: morphological versus molecular methods for surveying rare carnivores from their scats. *Zoological Society of London* 257:141–143.
- Ezcurra, E. y S. Gallina. 1981. Biology and population dynamics of white-tailed deer in northwestern Mexico. Pp. 77–108. In: Ffolliot, P.F. y S. Gallina (Eds.). *Deer biology, habitat requirements, and management in western North America*. Instituto de Ecología, A.C., México.
- Ferin, M. 1999. Stress and the reproductive cycle. *Journal of Clinic Endocrinology Metabolism* 84:1768–1774.
- Friend, M. y J.C. Franson (Eds. Técs.). 1999. *Field manual of wildlife diseases, general field procedures and diseases of birds*. Reporte ITR 1999-001. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey, Biological Resources Division, National Wildlife Health Center, Madison, Wisconsin.
- Harper, J.M. y S.N. Austad. 2000. Fecal glucocorticoids: a noninvasive method of measuring adrenal activity in wild and captive rodents. *Physiological Biochemistry and Zoology* 73:12–22.
- Heistermann, M., Möstl, E. y J.K. Hodges. 1995. Non-invasive endocrine monitoring of female reproductive status: methods and applications to captive breeding and conservation of exotic species. Pp. 36–48. In: Ganslosser, U., J.K. Hodges y W. Kaumanns (Eds.). *Research and captive propagation*. Filander Verlag GmbH Furth, Finlandia.
- Heistermann, M., R. Palme y A. Ganswindt. 2006. Comparison of different enzymeimmunoassays for assessment of adrenocortical activity in primates based on fecal analysis. *American Journal of Primatology* 68:257–273.
- Herman, J.P. y W.E. Cullinam. 1997. Neurocircuitry of stress: central control of the hypothalamo-pituitary-adrenocortical axis. *Trends in Neurosciences* 20:78–84.

- Johnson, A.L. y A. van Tienhoven. 1980. Plasma concentrations of six steroids and LH during the ovulatory cycle of the hen, *Gallus domesticus*. *Biology of Reproduction* 23:286–393.
- Ketterson, E. y V. Nolan, Jr. 1992. Hormones and life histories: an integrative approach. *American Naturalist* 140:S33–S62.
- Ketterson, E.D., V.J. Nolan, L. Wolf, C. Ziegenfus, A.M. Dufty, Jr., G.F. Ball y T.S. Johnsen. 1991. Testosterone and avian life histories: the effect of experimentally elevated testosterone on corticosterone and body mass in dark-eyed juncos. *Hormones and Behaviour* 25:489–503.
- Khan, M.Z., J. Altmann, S.S. Isani y J. Yu. 2002. A matter of time: evaluating the storage of fecal samples for steroid analysis. *General and Comparative Endocrinology* 128:57–64.
- Knol, B.W. 1991. Stress and the endocrine hypothalamus–pituitary–testis systems: a review. *Veterinary Quarterly* 13:104–114.
- Korschgen, L.J. 1980. Procedures for food habits analysis. Pp. 113–128. In: In: Schemnitz, S.D. y D. Sanford (Eds.). *Wildlife management techniques manual* (4th ed.). The Wildlife Society, Washington, D.C.
- Lancia, R.A., J.D. Nichols y K.H. Pollock. 1996. Estimating the number of animals in wildlife populations. Pp. 215–253. In: Bookhout, T.A. (Ed.). *Research and management techniques for wildlife and habitats*. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland.
- Lasley, B.L. 1985. Methods for evaluating reproductive function in exotic species. *Advanced Veterinary Science and Comparative Medicine* 30:209–228.
- Lasley, B.L. y J.F. Kirkpatrick. 1991. Monitoring ovarian function in captive and free ranging wildlife by means of urinary and fecal steroids. *Journal of Zoology and Wildlife Medicine* 22:23–31.
- Litvaitis, J.A., K. Titus y E.M. Andersen. 1996. Measuring vertebrate use of terrestrial habitats and foods. Pp. 254–274. In: Bookhout, T.A. (Ed.). *Research and management techniques for wildlife and habitats*. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland.

- Lombardi, J. 1998. *Comparative vertebrate reproduction*. Kluwer Academic Publishers, Bosteon, Massachusetts.
- Loskutoff, N.M., Ott, J.E. y B.L. Lasley. 1983. Strategies for assessing ovarian function in exotic species. *Journal of Zoo Animals and Medicine* 14:3–12.
- Lynch, J.W., M.Z. Khan, J. Altmann, M.N. Njahira y N. Rubenstein. 2003. Concentrations of four fecal steroids in wild baboons: short-term storage conditions and consequences for data interpretation. *General and Comparative Endocrinology* 132:264–271.
- Mandujano, S. y S. Gallina. 1995. Comparison of deer censusing methods in tropical dry forest. *Wildlife Society Bulletin* 23:180–186.
- Martínez-Mota, R., C. Valdespino, J.A. Rivera Rebolledo y R. Palme. 2008. Determination of fecal glucocorticoid metabolites to evaluate stress response in *Alouatta pigra*. *International Journal of Primatology* 29:1365–1373.
- Martínez-Mota, R., C. Valdespino, M.A. Sánchez y J.C. Serio. 2007. Effects of forest fragmentation on the physiological stress response of black howler monkeys. *Animal Conservation* 10:374–379.
- Mills, M.G.L. 1996. Methodological advances in capture, census, and food-habits studies of large African carnivores. Pp. 223–242. In: Gittleman, J.L. (Ed.). *Carnivore behavior, ecology and evolution* (Vol. 2). Cornell University Press, Ithaca, New York.
- Mitchell, M.A. y T.N. Tully, Jr. 2008. *Manual of exotic pet practice*. Saunders Elsevier, Saint Louis, Missouri.
- Morgan, D., K.A. Grant, O.A. Prioleau, S.H. Nader, J.R. Kaplan y M.A. Nader. 2000. Predictors of social status in *Cynomolgus* monkeys (*Macaca fascicularis*) after group formation. *American Journal of Primatology* 52:115–131.
- Munck, A., P.M. Gutre y N.J. Holbrook. 1984. Physiological functions of glucocorticoids in stress and their relation to pharmacological actions. *Endocrine Reviews* 5:25–44.
- Nelson, R.J. 2000. *An introduction to behavioral endocrinology*. Sinauer Associates, Inc., Publishers, Massachusetts.

- Norcross, J.L. y J.D. Newman. 1999. Effects of separation and novelty on distress vocalizations and cortisol in the common marmoset (*Callithrix jacchus*). *American Journal of Primatology* 47:209–222.
- Norman, A.W. y G. Litwack. 1987. *Hormones*. Academic Press, New York.
- Ortiz–Martínez, T., S. Gallina, M. Briones–Salas y G. González. 2005. Densidad poblacional y caracterización del hábitat del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus oaxacensis*, Goldman y Kellog, 1940) en un bosque templado de la sierra norte de Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)* 21:65–78.
- Palme, R., S. Rettenbacher, C. Touma, S.M. El–Bahr, y E. Möstl. 2005. Stress hormones in mammals and birds. Comparative aspects regarding metabolism, excretion, and non–invasive measurement in fecal samples. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1040:162–171.
- Paxinos, E., C. Mcintosh, K. Ralls y R. Fleischer. 1997. A noninvasive method for distinguishing among canid species: amplification and enzyme restriction of DNA from dung. *Molecular Ecology* 6:483–486.
- Pérez–Mejía, S., S. Mandujano y L.E. Martínez–Romero. 2004. Tasa de defecación del venado cola blanca, *Odocoileus virginianus mexicanus*, en cautiverio en Puebla, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*:167–170.
- Peter, A.T., J.K. Critser y N. Kapustin. 1996. Analysis of sex steroid metabolites excreted in the feces and urine of nondomesticated animals. *Compendium* 18:781–792.
- Phillips, M.K. y J. Scheck. 1991. Parasitism in captive and reintroduce wolves. *Journal of Wildlife Diseases* 27:498–501.
- Ramenofsky, M. 1984. Agonistic behavior and endogenous plasma hormones in Japanese quail. *Animal Behaviour* 32:698–708.
- Ray, J.C. y M.E. Sunkist. 2001. Trophic relations in a community of African rainforest carnivores. *Oecologia* 127:395–408.
- Reburn, C.J. y K.E. Wynne–Edwards. 1999. Hormonal changes in males of naturally biparental and uniparental mammal. *Hormones and Behavior* 35:163–176.

- Romero, L.M. 2004. Physiological stress in ecology: lessons from biomedical research. *Trends in Ecology and Evolution* 19:249–255.
- Sánchez–Rojas, G. y S. Gallina. 2000. Mule deer (*Odocoileus hemionus*) density in a landscape element of the Chihuahuan Desert, Mexico. *Journal of Arid Environments* 44:357–368.
- Sapolsky, R.M. 1992. Neuroendocrinology of the stress response. Pp 287–324. In: Becker, J.B., S.M. Breedlove, D. Crews y M.M. McCarthy (Eds.). *Behavioral Endocrinology*. Massachusetts Institute of Technology Press.
- Sapolsky, R.M. 1993. The physiology of dominance in stable versus unstable social hierarchies. Pp. 171–204. In: Mason, W.A. y S.P. Mendoza (Eds.). *Primate Social Conflict*. State University of New York Press.
- Shideler, S. E., A.M. Ortuño, F.M. Morán, E.A. Moorman, y B.L. Lasley. 1993. Simple extraction and enzyme immunoassays for estrogen and progesterone metabolites in feces of *Macaca fascicularis* during non–conceptive and conceptive ovarian cycles. *Biology of Reproduction* 48:290–298.
- Soto, M.A., A. Salame–Méndez, J. Ramírez–Pulido, L. Yáñez, y M.A. Armella. 2004. Valoración de hormonas esteroides en heces de una pareja de lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) en cautiverio. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie.)* 20:187–196.
- Stratakis, C.A. y G.P. Chrousos. 1995. Neuroendocrinology and pathophysiology of the stress system. *Annals of New York Academy of Sciences* 771:1–18.
- Terao, K., M. Hamano y Y. Koyama. 1995. The repeated procedure of weaning and peer group formation causes accumulation of stress and changes of plasma cortisol level and natural killer activity in squirrel monkeys (*Saimiri sciureus*). *Primates* 36:121–127.
- Valdespino, C., C.S. Asa y J.E. Bauman. 2002. Estrous cycles, copulation, and pregnancy in the fennec fox (*Vulpes zerda*). *Journal of Mammalogy* 83:99–109.
- Valdespino, C., R. Martínez–Mota, L.M. García–Feria y L.E. Martínez–Romero. 2007. Evaluación de eventos reproductivos y estrés fisiológico en vertebrados silvestres

- a partir de sus excretas: Evolución de una metodología no invasiva. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)* 23:151–180.
- von der Ohe, C.G. y C. Servheen. 2002. Measuring stress in mammal using fecal glucocorticoids: opportunities and challenges. *Wildlife Society Bulletin* 30:1215–1225.
- Walker, B.G., P. Dee Boersma y J.C. Wingfield. 2005. Field Endocrinology and Conservation Biology. *Integrative and Comparative Biology* 45:12–18.
- Wasser, S.K., L. Risler y R. Steiner. 1988. Excreted steroids in primate feces over the menstrual cycle and pregnancy. *Biology of Reproduction* 55:393–399.
- Whitten, P.L., R. Stavinsky, F. Aureli y E. Rusell. 1998. Response of fecal cortisol to stress in captive chimpanzees (*Pan troglodytes*). *American Journal of Primatology* 44:57–69.
- Wielebnowski, N.C., N. Fletchall, K. Carlstead, J.M. Busso y J.L. Brown. 2000. Noninvasive assessment of adrenal activity associated with husbandry and behavioural factors in the North American clouded leopard population. *Zoo Biology* 21:77–98.
- Wilson, G.J. y R.J. Delahay. 2001. A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation. *Wildlife Research* 28:151–164.
- Wingfield, J.C. y R.M. Sapolsky. 2003. Reproduction and resistance to stress: when and how. *Journal of Neuroendocrinology* 15:711–724.
- Wingfield, J.C., K. Hunt, C. Breuner, K. Dunlap, G.S. Fowler, L. Freed y J. Lepson. 1997. Environmental stress, field endocrinology, and conservation biology. Pp. 95–131. In: Buchholz, J.R. y R. Clemmons (Eds.). *Behavioral approaches to conservation in the wild*. Cambridge University Press, UK.
- Wynne–Edwards, K.E. y C.J. Reburn. 2000. Behavioral endocrinology of mammalian fatherhood. *Trends in Ecology and Evolution* 15:464–468.
- Ziegler, T.E., G. Scheffler y C.T. Snowdon. 1995. The relationship of cortisol levels to social environment and reproductive functioning in female cotton–top tamarins, *Saguinus oedipus*. *Hormones and Behaviour* 29:407–424.

Capítulo 12

CARACTERISTICAS Y EVALUACION DEL HABITAT

Sonia Gallina Tessaro

INTRODUCCIÓN

El hábitat es un área con la combinación de recursos (alimento, agua, cobertura) y condiciones ambientales (temperatura, precipitación, depredadores y competidores) que promueve la ocupación por individuos de una especie dada y permite que éstos sobrevivan y se reproduzcan (Morrison *et al.* 1992). Por lo tanto, el manejo de la fauna silvestre debe considerar precisamente todas las características y condiciones requeridas por la o las especies de interés, y tomar en cuenta que las poblaciones animales también pueden incrementarse, disminuirse o mantenerse a través del manejo adecuado del hábitat.

El hábitat es, en sentido general, el lugar donde vive un animal. El hábitat de alta calidad puede ser definido como aquellas áreas que presentan las condiciones necesarias para incrementar la adecuación de los individuos de una población, durante períodos prolongados de tiempo (Morrison *et al.* 1992).

ALIMENTO

La sobrevivencia de una especie depende de que un número determinado de individuos obtenga suficientes nutrientes y posteriormente produzca suficiente descendencia que pueda reemplazar por lo menos aquellos individuos que mueren por diferentes causas. La selección natural favorece a los que se alimentan eficientemente, así como aquellos que escapan eficientemente de sus depredadores. La mala nutrición no solo afecta las condiciones físicas del animal sino también afecta su reproducción.

El manejo del recurso alimenticio es un proceso de dos pasos:

- 1) determinar o conocer los hábitos alimentarios para cada especie de interés
- 2) conocer la disponibilidad de dicho alimento.

A menudo los manejadores de fauna silvestre utilizan el estado de la vegetación como un barómetro para juzgar las poblaciones silvestres en relación con su suplemento alimenticio (Korschgen 1980).

COBERTURA

La cobertura evita la pérdida innecesaria de energía para proteger los animales de las condiciones climáticas (protección) o de depredadores y otros enemigos (escondite). El término cobertura para la fauna se refiere a cualquier estructura física o biológica que proveen protección contra las condiciones del clima o escondite de los depredadores.

Los modelos de hábitat están generalmente basados en la correlación de un número de animales a alguna estructura o estructuras del ambiente biótico y abiótico. El propósito de estos modelos es desarrollar predicciones adecuadas de la presencia, abundancia o densidad de la especie basada en estructuras ambientales.

Existen 4 criterios para la selección de las variables del hábitat, según Whitmore (1981 cit. Morrison *et al.* 1992):

1. Cada variable debe proveer una medida de la estructura del ambiente que se sabe o sospecha que influye en la distribución y abundancia local de la especie
2. Cada variable debe ser medida de manera rápida y precisa con procedimientos no destructivos
3. Cada variable debe tener variación dentro de las épocas que sea menor en relación con la variación entre épocas
4. Cada variable debe describir el ambiente en la vecindad inmediata del animal.

ESTRUCTURAS FÍSICAS TERRESTRES

Las estructuras físicas del hábitat son tan importantes como la vegetación para determinar la abundancia y distribución de animales. Muchas especies de fauna se han adaptado a utilizar ciertas estructuras físicas a tal grado que no pueden sobrevivir o reproducirse sin ellas. Hay que considerar tales relaciones obligadas como el uso de peñas o acantilados para la reproducción de halcones de la pradera y muchas otras rapaces, o el uso de pronunciadas pendientes y topografía “rugosa” como cobertura de escape para el borrego cimarrón (Cooperrider 1986).

A pesar de la importancia se ha hecho poco para desarrollar metodologías para categorizar o cuantificar las estructuras. Algunos de los más importantes atributos de las estructuras físicas son espaciales o geográficos. Sin embargo, aunque se reconocen en el hábitat, se hacen pocos esfuerzos por cuantificar “lo pronunciado de la pendiente”, “lo rugoso” del terreno, “lo rocoso”, etc.

Las estructuras físicas terrestres son todas las estructuras del ambiente terrestre, como las señalan Cooperrider (1986), incluyendo las hechas por el hombre (presas, etc.), que no están compuestas por vegetación, pero son útiles para predecir la abundancia y distribución de los animales. Así, se pueden identificar:

- 1) las formas del paisaje
- 2) geoformas
- 3) suelos
- 4) hábitats edáficos
- 5) estructuras derivadas de la vegetación como troncos caídos y litter
- 6) estructuras hechas por animales, y
- 7) hábitats hechos por el hombre.

Formas del paisaje. Es una superficie de tierra tridimensional, formada por el suelo, sedimentos o rocas, que es distintiva por su forma, que es significativa por el uso de la tierra o por su génesis, que se repite en diversos paisajes y que tiene una posición consistente relativa al paisaje que lo rodea.

Entre los atributos están la pendiente, la exposición y la altitud. La pendiente es el ángulo entre la horizontal y el plano de la superficie del suelo. Puede expresarse en grados o en %. (45° equivalen al 100% de pendiente). Esto puede variar con la microtopografía. Si hay interés en el promedio de pendiente de un área dada, se toman muchas medidas de la pendiente y luego se promedian. Sin embargo, la varianza de las medidas de pendiente puede ser una medida útil para definir la “rugosidad” del terreno

o topografía. La exposición es la dirección de la pendiente. La elevación es la altitud desde el nivel del mar.

Suelos. Proveen el sustrato para la vegetación y son el mayor determinante para el tipo y abundancia de la vegetación. Sin embargo, el suelo también provee hábitat para muchas especies de animales fosoriales como tuzas, topos, ardillas, tlalcoyotes o tejones, y muchos anfibios y reptiles. Provee hábitat para alimentación, reproducción o anidamiento (perritos de la pradera, tortugas del desierto, búhos, etc.) y cobertura (ardillas, lagartijas, etc.).

Hábitat edáfico. La vegetación existente o potencial está determinada principalmente por el suelo (se restringe a determinados tipos) y no por el clima; por ejemplo, suelos alcalinos, salinos, en el que se desarrolla una vegetación peculiar con especies de plantas adaptadas, diferentes de su entorno.

Hábitat geomórfico (geoformas). Son producto de procesos geológicos o geomórficos e incluyen peñascos, cuevas, taludes (acumulación de rocas en la base de fuertes pendientes o acantilados), derrames de lava, dunas y playas (cuencas endorreicas someras en desiertos que son importantes sitios de alimentación y nidificación de aves acuáticas).

Estructuras derivadas de la vegetación. Cualquier estructura del hábitat derivada de vegetación muerta, por ejemplo troncos caídos, árboles muertos en pie, densidad o grosor del litter, etc. Son extremadamente importantes para muchas especies de fauna. Muchas prácticas de manejo como ganadería, tala, fuego, tienden de minimizar la cantidad de vegetación muerta en el hábitat. El litter es un componente importante del hábitat para pequeños mamíferos, reptiles y anfibios, ya que provee hábitat para muchos invertebrados que constituyen su alimento, además de proveer cobertura térmica y de protección para muchas de estas especies de fauna. La importancia de troncos caídos ha sido sólo recientemente considerada, al igual que árboles muertos en

pie, que constituyen el refugio de muchos animales (sitios para anidar de diferentes aves).

Estructuras hechas por animales. Muchas veces los animales hacen estructuras en un hábitat que son utilizadas por individuos de la misma especie o para otras especies (p. ej., cavidades hechas por pájaros carpinteros que son utilizadas por pájaros que no tienen esa habilidad, las represas hechas por castores).

Estructuras hechas por el hombre. La importancia de estructuras hechas por el hombre para la fauna silvestre ha recibido cada vez más reconocimiento. Por ejemplo, plataformas o cajones para anidar, bebederos, presones, etc. Por otro lado, hay estructuras como caminos, líneas para electricidad, etc. que tienen un efecto dañino sobre la fauna, que también deben ser considerados al hacer inventarios de hábitat para la fauna, ya que son un componente del hábitat.

VEGETACION

Para clasificar (describir) las comunidades vegetales, deben considerarse dos o tres dimensiones. En general, la fisionomía o estructura de la vegetación representa dos dimensiones. La variación de la diversidad vertical, ya sea una capa o múltiples, es útil para describir el área. También es importante la composición florística.

“Los estudios del uso de hábitat deben ser diseñados para conocer la variación anual, estacional y espacial en el uso del hábitat por los animales”.

¿Cómo medir?

Entre los métodos para cuantificar la estructura y florística de la vegetación para describir el hábitat están, entre otros, cuadrantes en puntos, áreas de muestreo circulares y anidadas, cuadrados, línea de intercepción. Se deben hacer muestreos preliminares para determinar cuales variables parecen ser útiles para describir el hábitat particular de un animal. Las áreas fijas y transectos pueden ser utilizados para proveer

sitios específicos, análisis detallados en las relaciones animal–hábitat (Morrison *et al.* 1992).

Se han usado índices de diversidad de las alturas del follaje (FHD) y la heterogeneidad del hábitat para describir la diversidad y dispersión de la vegetación en un área. Originalmente fueron aplicados por MacArthur y MacArthur en 1961 y Karr y Roth en 1971 (ver Morrison *et al.* 1992). Esto nos puede indicar como percibe el animal su alrededor. Para determinar el FHD a menudo se estratifica la vegetación en clases de alturas y se usa algún método para determinar la intercepción del follaje en una línea vertical. También se han desarrollado distintas medidas de heterogeneidad del hábitat o parches, algunos basando su medida en la técnica de cuadrantes centrados en puntos, utilizando el coeficiente de variación de la distancia del punto a la planta como su medida de heterogeneidad.

¿Cuándo medir?

En estudios de comportamiento animal es importante considerar la influencia de variaciones temporales en el uso de recursos, como lo señalan Morrison *et al.* 1992).

- ✓ *Muestreos dentro de una época.* A menudo se concentra el muestreo en una sola época. Por ejemplo: análisis de poblaciones de aves son realizados en la época reproductiva o en la invernal.
- ✓ *Muestreos entre épocas.* Es importante el problema de la escala de muestreo, por lo que hay que tener cuidado en el diseño de estudios a nivel comunidad cuando se definen las épocas ya que son específicas aún en taxones relacionados, por ejemplo el cuidado parental.
- ✓ *Cambios temporales a largo plazo.* Para incrementar el entendimiento de la regulación de poblaciones y estructura de las comunidades, debemos conducir monitoreos a largo plazo, con un examen crítico de la importancia relativa de factores que influyen la variabilidad espacial y temporal en la distribución y abundancia.

Se recomiendan estudios intensivos en áreas de muestreo simples durante varios años, con réplicas dentro del mismo hábitat y con réplicas entre hábitats. Se necesita un incremento en manipulaciones experimentales de hábitat, recursos alimentarios, competidores, depredadores y otros parámetros, acoplados con estudios demográficos.

Uso y disponibilidad de recursos

El alimento juega un papel crucial en la dinámica de las poblaciones y existe mucha literatura sobre dietas de muchas especies. Recientemente se ha puesto atención hacia la cuantificación de la abundancia de alimentos o disponibilidad.

La variedad de métodos utilizados para estudiar la dieta de vertebrados puede ser dividida en tres categorías:

- 1) la colecta de individuos (sacrificándolos)
- 2) la captura temporal del animal
- 3) los que no causan disturbios a los individuos (observaciones directas, análisis de heces fecales, estimaciones de utilización del forraje, etc.).

La disponibilidad significa usarse, obtenerse, estar accesible. Por lo tanto es aquello que el animal tiene acceso, lo que contrasta con la cantidad de alimento por unidad de área o densidad de alimento (abundancia de alimento).

Aún cuando el alimento está presente en el área puede temporalmente estar no disponible debido a condiciones ambientales, comportamiento de las presas y presencia y actividad de otros animales, incluyendo el observador.

Los investigadores han desarrollado un tipo de metodología para cuantificar el uso del alimento en relación a su disponibilidad. Conocidos como índices de electividad o preferencia, que buscan comparar la frecuencia de los tipos de alimento en la dieta con la disponibilidad de esos tipos en el ambiente, representándolo con un valor. Se

han usado esos índices para el análisis de hábitat (Morrison *et al.* 1992). Por ejemplo, el Índice de Electividad de Ivlev compara la disponibilidad relativa de los tipos de alimento en el ambiente (p) con el uso relativo en la dieta (r) y se representa en la Ecuación 1:

$$E_i = \frac{(r_i - p_i)}{(r_i + p_i)} \quad \text{Ecuación 1}$$

Otros índices son similares (ver Lechowicz 1982), si r y p son iguales significa que el animal escoge su alimento al azar, es decir en proporción directa a la disponibilidad relativa del alimento. Si r y p difieren, uno puede concluir que el animal lo está evitando (un valor negativo del índice) o lo está seleccionando (un valor positivo). El índice directo más simple consiste en dividir el porcentaje estimado de un tipo de alimento por el total del alimento estimado en el ambiente. Así, valores de -1 a 0 lo evita (selección negativa) y de 0 a infinito para una selección positiva.

El éxito en las prácticas de manejo dependen del grado en el cual las relaciones entre el animal y su hábitat son optimizadas. El manejo exitoso del hábitat dependerá del conocimiento de lo que el animal requiere tanto conductual como fisiológicamente. Se describirán los atributos de las comunidades de plantas que son útiles en la evaluación del hábitat de vertebrados y los métodos para medirlos, y se mostrará cómo son útiles para predecir la presencia o ausencia de especies, su abundancia y riqueza en varias comunidades.

Se han desarrollado métodos de campo relativamente rápidos y de los cuales se pueden generar otras descripciones de la comunidad de plantas. Por ejemplo, la medida de densidad foliar, de la cual se pueden calcular los parches en la dimensión horizontal, diversidad en altura foliar, y densidad foliar a distintas capas verticales (suelo, arbustos y dosel).

Para clasificar (describir) las comunidades vegetales deben considerarse dos – tres dimensiones. En general, la fisionomía o estructura de la vegetación representa dos dimensiones. La variación de la diversidad vertical, ya sea una capa o múltiples, es útil para describir el área. También es importante la composición florística, es decir qué especies de plantas tiene cada comunidad.

Atributos de la vegetación

Variables Simples Básicas. Entre ellas está la densidad foliar, la composición específica y la producción de frutos:

1) Densidad Foliar: Se refiere a la cantidad de follaje verde presente. Generalmente es medida a distintos niveles verticales (puede ser cada metro).

2) Composición Específica: Puede determinarse contando individuos de cada especie de árbol y arbusto, pudiendo utilizar clases de tamaños.

3) Producción de frutos: En áreas donde hay producción de frutos que son importantes para la fauna, es útil tener una idea del total de frutos producidos. Esto se ha hecho donde la correlación entre número de árboles presentes y la producción de frutos es pobre.

Variables Derivadas. La diversidad de la altura del follaje es calculada a partir de las medidas de densidad de follaje tomadas en distintas capas o planos. La diversidad horizontal del follaje puede determinarse considerando la variación en la densidad del follaje en un plano horizontal. En comunidades verticalmente complejas (multiplanos) es deseable calcularla para cada estrato vertical. El número de estratos es arbitrario.

La estimación de la densidad arbórea puede ser expresada como el número de cada especie por unidad de área o como una proporción del total de especies arbóreas presentes.

Utilidad de las variables

El conteo de especies de árboles y arbustos es particularmente útil para predecir la presencia y densidad de muchos roedores y aves. La densidad foliar en los estratos bajos, por ejemplo, está asociada a lagartijas, algunos roedores y aves. Hay una considerable variación estacional en la selección del hábitat dentro de un grupo como las aves, mientras que los roedores usan la vegetación de manera diferente en cualquier estación en comparación con las aves. El asunto es que no hay una razón a priori para seleccionar un simple atributo, o unos pocos, de la vegetación, que puedan ser adecuados para predecir el uso de un hábitat por la fauna silvestre.

Midiendo los atributos de la vegetación

Densidad del follaje. En cada parche se cuentan los árboles y se toman las medidas de densidad foliar. Por ejemplo en transectos de 750 m de largo por 15 m de ancho, en cada submuestra de 150 m de largo se cuentan todos los individuos de árboles categorizados por alturas. Cuando las densidades son altas que es difícil contar los individuos se pueden medir la cobertura y altura de algunos individuos y desarrollar rectas de regresión, entonces se mide sólo el área del parche y el promedio de altura de los individuos, así se puede obtener luego una burda estimación del número de individuos por parche (Anderson y Ohmart 1986).

La densidad foliar puede hacerse anualmente entre Mayo y Julio (Anderson y Ohmart 1986). Puede hacerse a cada lado del transecto en tres puntos: 15, 75 y 135 m en cada submuestra, haciendo un total de 30 puntos (15 por lado) en un transecto de 750 m. En cada punto un observador camina siete pasos, perpendicular al transecto, y un segundo observador mantiene un pizarrón (20x40 cm) a una determinada altura atrás del follaje verde y deberá detenerse cuando el follaje cubra la mitad del pizarrón. La distancia al primer observador se mide con una cinta métrica o un medidor de distancia. Así se hace para los diferentes estratos (p. ej., 0–0.5m, 0.5–5 m, 5–8 m, >8m, ver Ecuación 2).

$$K = \log_e 2 / D = 0.693 / D$$

Ecuación 2

La densidad de follaje (**D**) de la submuestra es la suma de los promedios de las tres medidas tomadas en cada plano vertical. Por ejemplo, para el plano a 1.5 m las distancias fueron 2.7, 4.5 y 0.6 m, entonces...

$$(0.693 / 2.7 + 0.693/4.5 + 0.693/0.6) / 3 = 0.529$$

Para el plano de los 3 m fueron 0.3, 0.6 y 0.9 m, entonces...

$$(0.693 / 0.3 + 0.693 / 0.6 + 0.693 / 0.9) / 3 = 1.392$$

La densidad de los dos planos será la suma de los promedios = 1.921.

Diversidad Vertical (Diversidad de la altura del Follaje). La diversidad vertical (foliage height diversity = FHD) es calculada con el índice de Shannon–Weaver (Ecuación 3):

$$FHD = -\sum (p_i \log_n p_i)$$

Ecuación 3

Diversidad Horizontal (Patchiness). Es la característica estructural del hábitat que describe la regularidad de la vegetación en un plano horizontal (ver Anderson y Ohmart 1986). Es calculada para cada capa vertical de la que se estimó la densidad de follaje. La varianza asociada con la media total de la densidad de follaje para cada plano de las submuestras puede ser utilizada como una medida de diversidad horizontal (ver Ecuación 4):

$$HDI = S^2 = \left(\frac{\sum k_i^2 - \left(\frac{\sum k_i^2}{n} \right)}{n-1} \right) \quad \text{Ecuación 4}$$

La varianza es calculada para cada capa, y la suma es la diversidad horizontal total.

Composición Específica. El área mínima de muestreo en una comunidad se relaciona con la homogeneidad florística y espacial. El procedimiento más difundido consiste en tomar una unidad muestral pequeña (por ejemplo, un cuadrado de 5 x 5 m) y en contar el número de especies presentes en ésta. Luego se duplica la superficie y se cuenta el número de especies nuevas que aparecen. Esta operación se repite hasta que el número de especies nuevas disminuye al mínimo. Otra es ubicando al azar cuadrados de distintos tamaños y contar las especies, para definir el tamaño necesario del cuadrado donde esté representada la comunidad. Se recomiendan los siguientes tamaños de muestreo:

- 1–2 m² para herbáceas
- 4 m² para arbustos bajos
- 16 m² para arbustos altos
- 100 m² para árboles

Se sugiere una intensidad de muestreo que abarque entre el 5 y 10 % de la superficie total. El número total de áreas de muestreo que se requieren dependerá de la homogeneidad del sitio (es función de la variación individual de las muestras, entre mayor la variación mayor número de muestras).

Número de parcelas requeridas. Se requiere un premuestreo para obtener la media y la desviación estándar de los datos. Es necesario decidir sobre la certeza deseada antes de que pueda ser determinada la intensidad de muestreo. También es necesario conocer el nivel del límite de confianza (0.05, 0.10, 0.20), el margen de error (puede ser 10% o 20% del valor de la media) y la desviación normal correspondiente a un límite aceptable de confianza (valor de tablas t con determinados grados de libertad según el premuestreo, aproximadamente toma un valor de 2 a partir de 30 muestras y a un nivel de 0.05; 1.7 a nivel de 0.10; 1.3 a nivel de 0.20). La estimación del tamaño aproximado de la muestra (n) es la propuesta por Snedecor en 1986 (Patton 1997) y se puede calcular con la Ecuación 5:

$$n = \frac{t^2 s^2}{d^2}$$

Ecuación 5

donde t es el valor de tablas, s es la desviación estándar (S.D.) y d es la seguridad asignada (valor de la media por 0.10 ó 0.20).

Por ejemplo, si hacemos un premuestreo en un área homogénea de 40 ha usando 30 parcelas que tienen un tamaño de 0.004 ha para estimar el ramoneo y obtenemos los siguientes datos:

Valor de la media (x) = 19 kg

$s = 2.5$

$t = 2$

$d = (0.10 \times 19)$

$n = 25/3.61 = 6.9$

Distribución de las parcelas. Existen dos formas de elegir la distribución de las parcelas: al azar o un método sistemático en el cual las parcelas son espaciadas a intervalos regulares a lo largo de líneas separadas por intervalos regulares. El primero es preferido cuando es necesaria una estimación no sesgada de la varianza de una población, mientras que el segundo método es preferido cuando es necesaria la

obtención de medidas adicionales porque permite localizar las parcelas más fácilmente (Patton 1997).

Método de Intercepción o Línea de Canfield

Es utilizado para medir cobertura (ver Mueller-Dombois y Ellenberg 1984, Brower *et al.* 1995). Consiste en colocar una cinta métrica y registrar donde intercepta cada planta, puede ser proyección de la copa de un árbol, de un arbusto, o lo que ocupa un macollo de pastos (donde hay muchos estratos hay que obtener la intercepción por separado de cada capa, por ejemplo de 0.5 a 2 m, de 2 a 5 m, de 5 m para arriba, ver Fig. 1). La longitud total acumulada por cada especie, en relación a la longitud del transecto (50 m, o 250 m) se expresa como porcentaje de cobertura de cada especie.

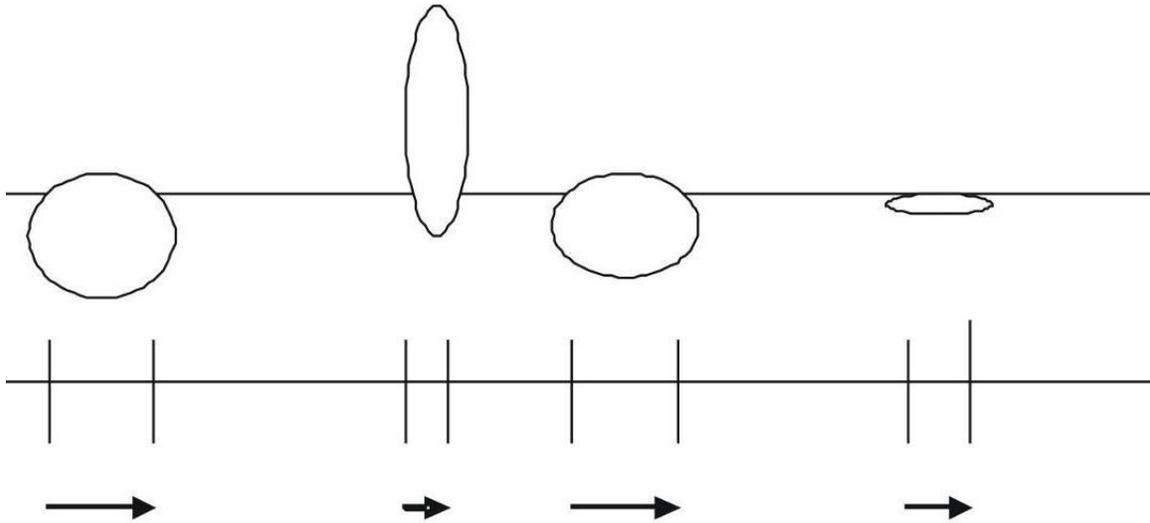


Figura 1. Línea de intercepción o de Canfield y como se toman los valores de las distancias en el campo.

Se obtienen los valores (Cuadros 1 y 2) con las siguientes ecuaciones (6-12):

Ec. 6- Índice de Densidad Lineal (ID) $ID = \frac{n_i}{L}$, donde n_i es el número total de individuos de la especie i y L = longitud total de todos los transectos muestreados,

Ec. 7- Densidad Relativa (DR) $DR = \frac{n_i}{\sum n}$, donde $\sum n$ es el número total de individuos de todas las especies,

Ec. 8- Índice de cobertura lineal (IC) $CR = \frac{l_i}{L}$, donde l_i es la suma de las longitudes de los interceptos para la especie i ,

Ec. 9- Cobertura Relativa (CR) $CR = \frac{l_i}{\sum l}$, donde $\sum l$ es la suma de todos los interceptos para todas las especies,

Ec. 10- Frecuencia de la especie i $F = \frac{j_i}{k}$ donde j_i es el número de intervalos de intercepción que contiene la especie i y k es el número total de intervalos en el transecto

Ec. 11- Frecuencia relativa (FR) $FR = \frac{F}{\sum f_i}$ donde $\sum f_i$ es la suma de las frecuencias de todas las especies, y

Ec. 12- Valor de Importancia (VI) $VI = DR + CR + FR$

Cuadro 1. Hoja para recabar los datos de la línea de intercepción.

FECHA _____ OBSERVADOR _____

HABITAT _____

LOCALIDAD _____

TRANSECTO _____ LONGITUD DEL TRANSECTO _____

NÚMERO DE PLANTA	ESPECIE	ESPECIE	ESPECIE	ESPECIE	ESPECIE
	Longitud de Intercepción (l)				
1					
2					
3					
4					
5					
6					
7					
8					
9					
10					
11					
12					
13					
14					
15					
16					
17					
18					
19					
20					
21					
22					
23					
24					
25					
TOTALES					

Cuadro 2. Resumen de los datos obtenidos del muestreo.

FECHA _____ OBSERVADOR _____

HABITAT _____

LOCALIDAD _____

NÚMERO TOTAL DE PUNTOS _____ DISTANCIA TOTAL AL PUNTO _____

ESPECIE	No. IND. (ni)	DENSIDAD RELATIVA (RDi)	DENSIDAD (Di)	No. PUNTOS CON ESPECIES	FREC. (fi)	FREC. RELATIVA (Rfi)	AREA CUBIERTA (ai)	COBERTURA (Ci)	COB. RELATIVA (RCi)	VALOR DE IMPORTANCIA (IVI)
TOTAL		$\sum RD=1$	$\sum D=$		$\sum f=$	$\sum Rf=1$	$\sum a=$	$\sum C=$	$\sum RC=1$	

Cuadrantes Centrados en Puntos

Este método, descrito por Mueller-Dombois y Ellenberg (1984) consiste en que se pueden seleccionar puntos al azar (y ahí se hacen dos líneas imaginarias perpendiculares, siguiendo las 4 direcciones de la brújula, N, S, E y O, marcando cuatro cuadrantes) o colocados sistemáticamente a lo largo de un transecto que puede ser de 400 m (ya sea cada 20 m o 40 m dependiendo de la densidad de las plantas arbustivas o arbóreas), como se ha utilizado para caracterizar el hábitat del venado en México. Del punto central se mide la distancia al árbol o arbusto más cercano, (dependiendo del tipo de vegetación que se trate, bosque o matorral), Sólo se mide la planta más cercana en cada cuadrante (Fig. 2). De cada planta se registra la especie, si se desea la cobertura del arbusto (diámetro mayor y diámetro menor de la copa), y la altura; si es árbol el diámetro a la altura del pecho (DAP), y también la altura (Cuadro 3).

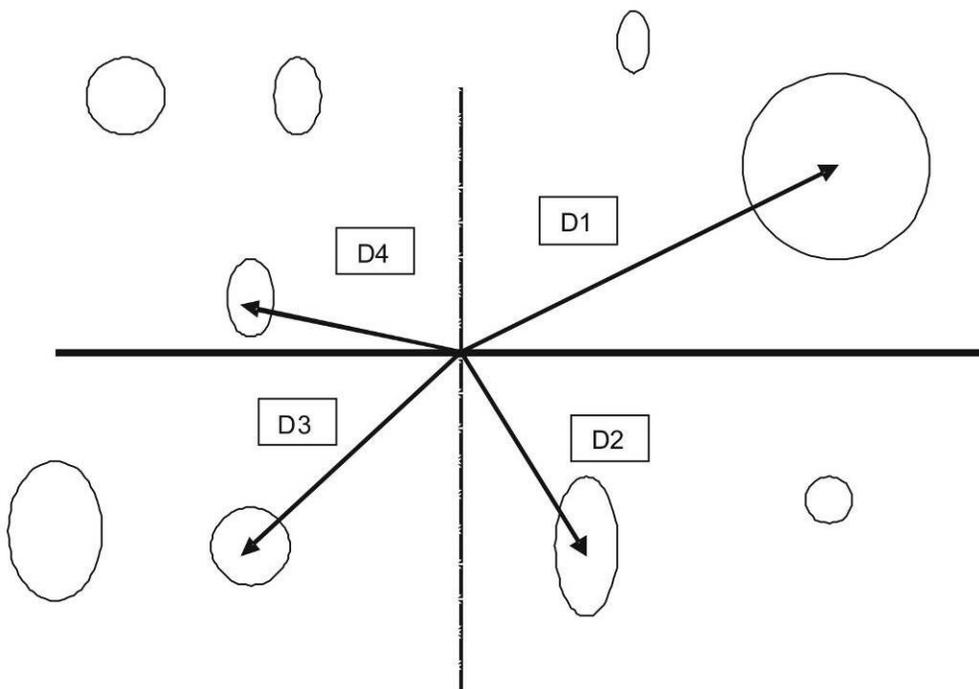


Figura 2. Mediciones que se deben realizar de los individuos (árboles o arbustos) más cercanos con el método de Cuadrantes Centrados en Puntos.

Cuadro 3. Formato para toma de datos en el campo (Cuadrantes Centrados en Puntos).

FECHA _____ OBSERVADOR _____

HABITAT _____

TRANSECTO _____ LOCALIDAD _____

NÚMERO DEL PUNTO	NÚMERO DE CUADRANTE	ESPECIE	DAP (cm)	COBERTURA (cm ²) (a)	DISTANCIA AL PUNTO (m)
1	1				
1	2				
1	3				
1	4				
2	1				
2	2				
2	3				
2	4				
3	1				
3	2				
3	3				
3	4				
4	1				
4	2				
4	3				
4	4				
5	1				
5	2				
5	3				
5	4				

Se obtienen los valores (Cuadro 4) con las siguientes ecuaciones (13-20):

Ec. 13- Distancia media (d) = todas las distancias medidas/ total de cuadrantes muestreados

Ec. 14- Densidad Absoluta (D) $D = \text{Área} / d^2$ (p. ej., número de árboles por 100 m² = 100 / d²)

Ec. 15- Dominancia Absoluta (DA) = media del Área Basal por árbol x número de árboles por especie

Ec. 16- Frecuencia Absoluta (FA) $FA = \left(\frac{p_i}{\sum p} \right) \times 100$, p_i es el número de puntos con la especie y p es el total de puntos x 100

Ec. 17- Densidad Relativa (D_r) $D_r = \left(\frac{n_i}{\sum n} \right) \times 100$ n_i es el número de individuos por especie (i) y n es el total del número de individuos x 100

Ec. 18- Dominancia Relativa (DR) $DR = \left(\frac{D_i}{\sum D_n} \right) \times 100$, D_i es la dominancia obtenida de una especie D_n es la suma de la dominancia de todas las especies x 100

Ec. 19- Frecuencia Relativa (FR) $FR = \left(\frac{f_i}{\sum f_n} \right) \times 100$, donde f_i es la frecuencia de una especie y f_n es la suma de las frecuencias de todas las especies x 100

Ec. 20- Valor de Importancia (VI) $VI = D_r + DR + FR$

El estudio de la disponibilidad y distribución de frutos es llamado fenología y tiene gran importancia para interpretar el comportamiento de la vida silvestre. El comportamiento social, territorial, reproductivo, búsqueda de alimento y sus variaciones son influenciados por los patrones de disponibilidad de recursos. En los trópicos, muchas especies son frugívoras en menor o mayor grado. La información fenológica es una herramienta crítica para interpretar aspectos de la ecología y comportamiento de especies frugívoras (Painter *et al.* 1999). Si una especie animal depende excesivamente de una o dos especies de frutos a lo largo del año, éstas podrían ser clasificadas como recursos clave.

Diseño del Estudio (Painter *et al.* 1999):

1) Selectivo: es apropiado cuando se está interesado en responder preguntas sobre una especie de planta o grupo de especies. Se puede seleccionar al menos 10 individuos de cada especie para hacer un monitoreo de la disponibilidad del recurso alimentario.

2) General: es apropiado para conocer los patrones fenológicos del bosque, sobre todo cuando se desconoce la dieta de los animales. Se monitorean todos los árboles dentro de parcelas de vegetación distribuidas al azar.

La mayoría de los estudios fenológicos establecen registros mensuales. Para esto se requieren binoculares (de preferencia 10 x 40).

Métodos de campo (tomado de Wallace y Painter en Painter *et al.* 1999):

1) Monitoreo Estacional de la Fenología: se registra el estado reproductivo de cada árbol monitoreado regularmente y se puede relacionar con su área basal.

2) Cuantificación fenológica por árbol: Se estima el porcentaje del total del área de la copa de cada árbol y se puede utilizar una escala (0 = 0%, 1 = 1 – 20%, 2 = 21 – 40%, 3 = 41 – 60%, 4 = 61 – 80 %, 5 = 81 – 100%). Se recomienda que las estimaciones sean realizadas siempre por el mismo observador. El análisis de productividad es calculado mensualmente para cada árbol y se relaciona con su DAP.

3) Estimaciones de la Producción: algunas veces es necesario calcular cuántos frutos presenta un árbol. Por ejemplo, se pueden hacer estimaciones del promedio de frutos presentes en cinco cubos de 1 m^3 en la copa de cada árbol, multiplicado por el número de 1 m^3 en la copa de cada árbol, o por estimar frutos en 5 ramas y multiplicarlo por el número de ramas.

4) Senderos de frutos. Muchos frugívoros son terrestres y desde su punto de vista la cantidad de frutos caídos es más crítica que la abundancia de frutos en los árboles. Hay dos metodologías para estimar la abundancia de frutos en el suelo: los conteos de frutos en senderos son relativamente simples y muy eficientes debido a que un área grande puede ser muestreada rápidamente; una muestra de senderos se monitorea mensualmente. Las sendas son tratadas como franjas de 1 m de ancho donde todos los frutos son colectados, identificados y contados.

5) Trampas de frutos: la segunda metodología para evaluar la abundancia de frutos caídos es mediante recipientes suspendidos que colectan una muestra de los frutos que se caen, evitando el problema de que sean consumidos por frugívoros terrestres. Las trampas de frutos son revisadas regularmente, y los frutos colectados, identificados y contados. Es un método que emplea mucho tiempo.

Cobertura Vertical de Protección vs. Depredadores

Cuando se requiere conocer que protección ofrece la vegetación a determinadas especies contra los depredadores, se puede utilizar el método descrito por Griffith y Youtie (1988), que consiste en colocar una regla de 2 m (en caso de hacerlo para venados) pintada cada 10 cm (blanco y negro alternado) y separando con una línea roja cada 0.50 m (Se recomienda hacerlas con las reglas de madera de 1 m que se utilizan para las escuelas, pintándolas y uniéndolas con una bisagra). A una determinada distancia perpendicular al punto del transecto utilizado para hacer la caracterización del hábitat. Se recomienda a 10 m en vegetación más cerrada y a 15 m en matorrales xerófilos abiertos (Bello *et al.* 2001). Estas medidas pueden tomarse hacia los 4 puntos cardinales o solamente a cada lado del transecto. Las lecturas se harán considerando el porcentaje cubierto por la vegetación en cada sección (0.0 a 0.5 m, de 0.5 – 1.0 m,

1.0 – 1.5 m y de 1.5 – 2.0 m), ya que de esta forma se puede saber si existe buena protección para las crías (considerando la primera sección) o para los adultos (considerando las otras 3 secciones).

Estimación de la Biomasa.

Para determinar la cantidad de alimento disponible para los herbívoros, se puede emplear la técnica de Pechanec y Pickford (1937), en la cual consiste en un sistema de doble muestreo en donde se hacen estimaciones del peso de las hojas y tallos tiernos de las distintas especies de plantas dentro de un área determinada (para pastos y herbáceas generalmente se utiliza un círculo de 1 m², y para el caso de los venados, puede estimarse las especies arbustivas y arbóreas que entran dentro de un cilindro imaginario de 1.8 m de alto que sería el alcance de los venados levantados sobre sus patas traseras, ver Gallina 1993). Primeramente se deberá hacer un entrenamiento previo de cuanto pesan las distintas plantas (cortando sólo una rama, o un pedazo y pesándolo con un dinamómetro marca PESOLA®) y luego tratar de estimar lo que pesan todos los individuos de esa especie dentro del círculo, cortándolos y pesándolos. Se sugiere utilizar 10 círculos por transecto (colocados cada 40 m) y de éstos cortar sólo dos de ellos para sacar posteriormente el peso seco y utilizar un factor de corrección para que el método no sea tan destructivo (Cuadro 5; Gallina 1993, Higgins *et al.* 1996).

Este procedimiento de doble muestreo combina las estimaciones visuales con el corte de unas áreas únicamente. Estas submuestras se colocan en bolsa de papel pesando el peso fresco, y posteriormente se pondrán en una estufa a 100 ° C por tres días para obtener el peso seco mediante la Ecuación 21:

$$fr = \left(\frac{\sum ps}{pfe} \right) / \otimes \quad \text{Ecuación 21}$$

donde **fr** es el factor de corrección, **ps** es el peso seco, **pfe** es el peso fresco estimado y \otimes es el número de círculos o parcelas.

Con este factor de corrección se multiplicarán todas las estimaciones de peso fresco para obtener el peso seco de la biomasa disponible. Conociendo las especies de plantas importantes para la dieta de los venados (o cualquier otro herbívoro) se puede obtener el índice de preferencia de cada una de ellas, así como también se podrá estimar la capacidad de carga (**K**) del hábitat para el venado (ind/ha), con la Ecuación 22 (Gallina 1993):

$$K = \frac{(fv)(pv)}{(cv)(tv)} \quad \text{Ecuación 22}$$

donde **fv** es el factor de utilización del venado o proporción del forraje utilizado = 0.60, **pv** es la biomasa disponible como alimento para el venado (kg / ha), **cv** es el consumo total del venado = 63.56 kg / individuo / mes y **tv** es el tiempo de ramoneo = 12 meses.

CLASIFICACION DE LA VEGETACION

Si el objetivo de un proyecto es determinar las asociaciones de hábitat con un grupo de fauna silvestre, como aves, en un área grande, por ejemplo de 40 000 ha, el área debe ser muestreada con suficiente intensidad de tal forma que todos los hábitats estén representados por lo menos en un transecto. Claro que las réplicas son importantes. Si

este muestreo es al azar, entonces el número de transectos por hábitat será proporcional a su abundancia en el área de estudio. Todos los transectos deben tener la misma longitud y estar dispuestos en hábitats “homogéneos”.

Analizando la heterogeneidad entre hábitats

Aunque muchas diferencias entre dos hábitats pueden ser obvias para el observador, éstas deben ser cuantificadas. Entre los atributos medidos, algunos pueden estar correlacionados, cuando la colinearidad existe entre las variables, no se puede determinar como cada variable puede estar asociada a la fauna sin la ayuda de la experimentación, o comparando datos de otras áreas donde las variables no estén confundidas. En tales situaciones, una especie o grupos de especies pueden estar significativamente asociadas con ambas variables, aunque en realidad una de las variables puede estar atrayendo a la especie y la otra no.

Modelos de hábitat

Son la base para todos los inventarios, manejo y monitoreo de hábitats. Un modelo de hábitat es un método donde se utilizan una serie de componentes o atributos para predecir algún atributo de una o varias poblaciones animales (Anderson y Gutzwiller 1994).

Componentes del hábitat	Características de la población
Cobertura	Presencia
Forraje o alimento	Abundancia
Otras	Densidad

Los modelos pueden ser muy complejos debido a los componentes del hábitat considerados y atributos que pueden ser utilizados (ver Cuadro 1), la diversidad de atributos poblacionales que pueden ser predichos y las complicadas relaciones entre ellos. Para entender y categorizar un modelo de hábitat se necesitan identificar los componentes del hábitat que deben ser usados como predictores, los atributos de la

población que serán predichos y el tipo de función utilizada para relacionarlos (los atributos del hábitat son análogos a las variables independientes en una Ecuación de regresión) (Bramble y Byrnes 1979, Patton 1997).

Tipos de modelos (Ecuaciones 23-26)

Ec. 23- ADITIVO SIMPLE	$HSI = (V1 + V2 + V3) / (3)$
Ec. 24- ADITIVO CON PESO	$HSI = (2V1 + V2 + V3) / (4)$
Ec. 25- MULTIPLICATIVO	$HSI = (V1 + V2 + V3)^{1/3}$
Ec. 26- FACTOR LIMITANTE	$HSI = MIN(V1, V2, V3)$

Ejemplos de variables en los tipos de modelos.

V1 = INDICE DE FORRAJEO

V2 = INDICE PARA EL TERRENO DE ESCAPE

V3 = INDICE DE DISPONIBILIDAD DE AGUA

Nota: también los valores de estos índices van de 0 a 1.

Una vez que las variables del hábitat han sido seleccionadas, definidas y cuantificadas, se debe determinar la importancia relativa de cada una en relación a las otras.

- En el caso a) todas son igualmente importantes.
- En el caso b) algún factor puede ser considerado como más importante, por ejemplo el alimento.
- En el caso c) o d) si el agua es un factor limitante, y tiene un valor de 0, el valor total es 0.

Variables o atributos del hábitat para su evaluación

De acuerdo a Cooperrider (1986) las siguientes variables se deben considerar para llevar a cabo una adecuada evaluación del hábitat de alguna especie:

- *Localización Geográfica.* Es el más importante para predecir la ocurrencia de alguna o algunas especies de fauna. Así, la localización geográfica junto con el conocimiento de la distribución de la especie es adecuada para predecir la potencial presencia de una especie en el área.
- *Vegetación.* Es el siguiente componente más importante del hábitat. Tanto la estructura de la vegetación (fisionomía) como la composición de especies (florística) pueden determinar si un hábitat es adecuado o no para determinado animal. Se debe tener una idea clara que datos de vegetación pueden ser relevantes para determinada especie animal, así los modelos de hábitat son los mecanismos para utilizar los datos de vegetación para hacer predicciones acerca de cierta población animal.
- *Vegetación muerta.* Cada vez se vuelven más importantes para los manejadores los distintos tipos de vegetación muerta como troncos en pie o caídos, litter o mantillo, tocones, sin embargo son difíciles de cuantificar.
- *Estructuras físicas.* Son importantes tanto para sistemas acuáticos como terrestres.
- *Agua.* Mucha fauna silvestre necesita de agua libre, por lo tanto es un componente importante. Puede ser expresado como la distancia a fuentes de agua libre, densidad de manantiales o ciénagas. Las propiedades del agua como turbiedad, temperatura, pH, etc. pueden ser importantes para determinados animales como anfibios u otras especies acuáticas (los macroinvertebrados pueden ser utilizados como indicadores de la calidad del agua).
- *Suplemento alimenticio.* El alimento es un factor importante en determinar la presencia, ausencia o abundancia de especies de fauna silvestre, que generalmente debe ser incorporado en un modelo, ya sea implícita o explícitamente. Cuando un animal está asociado a determinado tipo de vegetación o tipo de cobertura, o a un estrato de la vegetación, el modelo puede asumir que el tipo de vegetación le provee un adecuado suplemento alimenticio. En el otro extremo, el alimento puede ser tan importante para algunas especies

que debe medirse o estimarse, por ejemplo para grandes herbívoros (estimar la capacidad de carga), o para depredadores (densidad y abundancia de presas).

- *Presencia, ausencia o abundancia de competidores.* La presencia de competidores rara vez se incluye en los modelos, aunque se reconoce que es un factor que puede afectar la distribución y abundancia de las especies animales.
- *Presencia, ausencia o abundancia de depredadores.* Generalmente no se consideran en modelos cuantitativos del hábitat. Los biólogos nos e ponen de acuerdo acerca del papel y mecanismo de la depredación para limitar las poblaciones animales. Sin embargo, hay casos que pueden estar limitando una población, entonces deberá incluirse como un factor del hábitat en el modelo.
- *Presencia, ausencia o abundancia de parásitos o enfermedades.* Al igual que los dos anteriores, rara vez son incluidos en los modelos. Sin embargo, el papel de éstos para limitar poblaciones animales está bien documentado en muchas especies. Generalmente el impacto de parásitos o enfermedades está a menudo correlacionado con, y no la causa de, un cambio en las condiciones físicas del hábitat.
- *Presencia, ausencia o abundancia de disturbios humanos.* Incluye una amplia variedad de factores como ruido, carreteras, construcciones, etc. El disturbio puede ser considerado en el modelo como presente o ausente. Un problema es determinar el efecto de un determinado grado de perturbación sobre una población de fauna silvestre.
- *Presencia, ausencia o intensidad de cacería o cosecha.* Aunque generalmente no se considera un factor del hábitat, en el contexto de modelos de hábitat, es útil considerarlo, ya que es obvio que puede limitar una población animal. Su impacto puede estar interrelacionado con factores físicos y de vegetación, como cantidad o calidad de la cobertura.
- *Tiempo y Clima.* El tiempo es el estado de la atmósfera y el clima se refiere a las características de las condiciones atmosféricas de una región. “Clima es lo que esperas y tiempo es lo que tienes”. Este último es el que más influencia tiene sobre muchas poblaciones animales, aunque no se incluye explícitamente en los

modelos de hábitat, sin embargo se reconoce su influencia que afecta la abundancia de los animales de muchas maneras, y bajo condiciones extremas puede rebasar la importancia de todas las variables del hábitat.

- *Ocurrencia histórica.* Generalmente no es considerada como un componente del hábitat, pero puede ser una característica relevante del hábitat. Si una especie animal ha sido registrada en un área en tiempos históricos, puede ser una excelente evidencia de que la especie puede o está presente. Claro que entre menor sea ese tiempo histórico la probabilidad de ocurrencia será mayor. Esto es importante para reintroducciones.

Uno de los más difíciles problemas de combinar los atributos del hábitat es tomar en cuenta el arreglo espacial de los componentes del hábitat. Se sabe que la interspersión y la yuxtaposición de las estructuras del hábitat pueden ser muy importantes para los animales y el uso de SIGS para analizar esta relación es una buena herramienta.

Análisis de mosaicos de hábitat

Para analizar la estructura espacial de los hábitats existen diversos criterios (Ojasti 2000):

Efecto de borde. La transición entre dos tipos de hábitat se conoce como ecotono o faja de transición y puede tener un impacto ecológico sobre las poblaciones animales. El ecotono ofrece un parche distinto y a veces más idóneo para ciertas especies que los tipos de hábitats colindantes, y en otras ocasiones puede actuar como una especie de barrera por la alteración del microclima y la vegetación. Depende del tamaño y forma de los parches y puede expresarse por la razón “km de borde/km² de terreno”. Según Patton (1997) puede ser cuantificado relacionándolo con el área o superficie. La figura geométrica que posee la mayor área y el menor perímetro es el círculo. Si la proporción circunferencia/área se le da un valor de 1, se puede derivar una fórmula para obtener un índice para muchas áreas para comparar con un círculo. Un valor mayor a 1 es una

medida de irregularidad y puede ser usado como un índice de diversidad (ID). Las Ecuaciones 27 y 28 muestran el procedimiento de cálculo:

$$I = \frac{(C)}{(2)} (A * \pi)^{0.5} \quad \text{Ecuación 27}$$

donde **C** es la circunferencia, **A** es el área y π es =3.1416.

La fórmula para el índice de diversidad es:

$$ID = \frac{(TP)}{(2)} (A * \pi)^{0.5} \quad \text{Ecuación 28}$$

donde **TP** es el perímetro total alrededor del área. Por ejemplo el perímetro de un cuadrado de 1 ha da por resultado **ID**=1.13, lo que significa que el borde tiene 0.13 veces más que un círculo de 1 ha, es decir un 13% más (Patton 1997).

Entremezcla. Se refiere al arreglo espacial y tamaño de diferentes tipos de parches, que puede variar de uno o pocos bloques grandes de cada tipo (baja entremezcla) hasta muchos parches pequeños distribuidos de una manera uniforme o azarosa (alto nivel de entremezcla). Esta última condición puede favorecer ciertas especies. Una técnica es digitalizar el mapa y cuadricularlo (el tamaño del cuadro o pixel se determinará de acuerdo a la superficie de estudio y extensión promedio de los parches). El tipo predominante de hábitat en cada cuadro o pixel está en contacto con 8 adyacentes. Para cada cuadro se estima un índice de entremezcla que varía de 0 a 1, dividiendo entre 8 el número de cuadros colindantes que presentan un tipo de hábitat distinto del cuadro central. El promedio de estos índices cuantifica la entremezcla global de la unidad (Heinen y Cross 1983, Ojasti 2000).

Yuxtaposición. Se define como la proximidad de diferentes tipos de hábitats que una especie requiere durante el ciclo anual y evalúa la idoneidad del hábitat para una

determinada población discriminando los tipos de hábitat que ésta requiere. Una forma empírica para cuantificar la yuxtaposición es localizar en el mapa de hábitats los sitios donde un círculo proporcional al tamaño del área de actividad de los individuos de la población encierra los tipos de hábitats claves para una especie. El método de entremezcla permite calcular también el índice de yuxtaposición, como la sumatoria de la cantidad y calidad de diferentes tipos de cambios de hábitat respecto al cuadro central, dividida entre 12, para que el índice varíe de 0 a 1.

Evaluación e Interpretación

Según Gysel y Lyon (1980) los biólogos frecuentemente presentan a un “manejador” una lista de especies presentes en el hábitat, coeficientes de correlación pruebas de “t”, y otras pruebas estadísticas, y esperan que el manejador que entienda como están relacionadas con las decisiones de manejo de la tierra que tiene que hacer. El “manejador” generalmente no entiende, entonces el biólogo no está haciendo su trabajo completo. Un biólogo tiene la tarea de explicar el significado de los datos, sugerir las implicaciones que tienen sus resultados, ser cauteloso acerca de la potencial debilidad de sus datos y explicar la significancia de los impactos anticipados sobre los recursos. La interpretación y evaluación es una de las tareas más importantes y retadoras de un profesionalista.

Un biólogo “*manejador*” debe también coleccionar los datos cuidadosa y sistemáticamente, sin embargo debe operar de manera diferente. Generalmente un manejador quiere predicciones acerca del futuro. Rara vez el biólogo tiene suficientes datos para predecir de manera científica que pasará en un área. Un científico puede esperar hasta tener resultados concluyentes, un “manejador de recursos” no. Los “manejadores” deben constantemente tratar con valores, y las decisiones deben hacerse la mayoría de las veces con datos “suaves”. Puede tener buenos datos para un factor de decisión pero sólo una opinión o datos limitados para otros factores.

La interpretación ha sido definida como “la explicación o dar el significado del presente en términos entendibles” (Merriam–Webster 1983 cit. Gysel y Lyon 1980). Una vez que los datos son colectados, organizados, metidos a la computadora, procesados y “masajeados” de diferentes maneras, y los resultados se imprimen, la información obtenida debe ser explicada. Observaciones casuales en el campo o pláticas con otras personas en el campo, especialistas en otras disciplinas, y otros investigadores familiares con el área o el problema, así como la misma experiencia, son fuentes valiosas de información. Todas estas fuentes pueden ser utilizadas para explicar al público, al manejador o a los tomadores de decisiones lo que significan los datos.

BIBLIOGRAFIA

- Anderson, B.W. y R.D. Ohmart. 1986. Vegetation. Pp. 639–660. In: Cooperrider, A.Y., R.J. Boyd y H.R. Stuart (Eds.). 1986. *Inventory and monitoring of wildlife habitat*. U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management, Service Center, Denver, Colorado.
- Anderson, S.H. y K.J. Gutzwiller. 1994. Habitat evaluation methods. Pp.592–606. In: Bookhout, T.A. (Ed.). *Research and management techniques for wildlife and habitats* (5th ed.). The Wildlife Society, Bethesda, Maryland.
- Bello, J., S. Gallina y M. Equihua. 2001. Characterization and habitat preferences by white-tailed deer in Mexico. *Journal of Range Management* 54:537–545.
- Bramble, W.C. y W.R. Byrnes. 1979. Evaluation of the wildlife habitat values of right-of-way. *Journal of Wildlife Management* 43:642–649.
- Brower, J.E., J.H. Zar y C.N. Von Ende. 1995. *Field and laboratory methods for general ecology* (3rd ed.). Wm.C. Brown, Dubuque, Iowa.
- Cooperrider, A. 1986. Terrestrial physical features. Pp. 587–638. In: Cooperrider, A.T., R.J. Boyd y H.R. Stuart (Eds.). *Inventory and monitoring of wildlife habitat*. United States Department of the Interior, Bureau of Land Management Service Center, Denver, Colorado.
- Gallina, S. 1993. Biomasa disponible y capacidad de carga para el venado y el ganado en la Reserva La Michilía, Durango. Pp. 437–453. In: Medellín, R.A. y G. Ceballos (Eds.). *Avances en el estudio de los mamíferos de México*. Publicaciones Especiales Vol. I. Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C., México.
- Griffith, B. y B.A. Youtie. 1988. Two devices for estimating forage density and deer hiding cover. *Wildlife Society Bulletin* 16:206–210.
- Gysel, L.W. y L.J. Lyon. 1980. Habitat analysis and evaluation. Pp. 305–327. In: Schemnitz, S.D. (Ed.). *Wildlife management techniques manual* (4th ed.). The Wildlife Society, Washington, D.C.

- Heinen, J. y G.H. Cross. 1983. An approach to measure interspersión, yuxtaposition and spatial diversity for cover type maps. *Wildlife Society Bulletin* 11:232–237.
- Higgins, K.F., J.L. Oldemeyer, K.J. Jenkins, G.K. Clambey y R.F. Harlow. 1996. Vegetation sampling and measurement. Pp. 567–591. In: Bookhout, T.A. (Ed.). *Research and management techniques for wildlife and habitats* (5th ed.). The Wildlife Society, Bethesda, Maryland.
- Korschgen, L.J. 1980. Procedures for food habit analyses. Pp. 113–127. In: Schemnitz, S.D. (Ed.). *Wildlife management techniques manual* (4th ed.). The Wildlife Society, Washington, D.C.
- Lechowicz, M.J. 1982. The sampling characteristics of electivity indices. *Oecologia* 52:22–30.
- Morrison, M.L., B.G. Marcot y R.W. Mannan. 1992. *Wildlife habitat relationships*. The University of Wisconsin Press.
- Mueller–Dombois, D. y H. Ellenberg. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley & Sons, New York.
- Ojasti, J. y F. Dallmeier (Eds.). 2000. *Manejo de fauna silvestre neotropical*. SI/MAB Series # 5. Smithsonian Institution/MAB Biodiversity Program, Washington, D.C.
- Painter, L., D. Rumiz, D. Guinart, R. Wallace, B. Flores y W. Townsend. 1999. *Técnicas de investigación para el manejo de Fauna Silvestre*. Documento Técnico 82/1999. USAID/Bolivia.
- Patton, D.R. 1997. *Wildlife habitat relationships in forested ecosystems* (Rev. ed.). Timber Press, Oregon.
- Pechanec, J.K. y G.D. Pickford. 1937. A weight estimate methods for determination of range of pasture production. *Journal of American Society of Agronomy* 29:894–904.

Capítulo 13

EL HÁBITAT: DEFINICIÓN, DIMENSIONES Y ESCALAS DE EVALUACION PARA LA FAUNA SILVESTRE

Christian Alejandro Delfín Alfonso, Sonia A. Gallina Tessaro & Carlos Alberto López González

INTRODUCCION

El concepto de hábitat: definiciones y controversias

En el área de las ciencias biológicas, se conocen al menos cuatro definiciones diferentes de "*hábitat*", no obstante todas presentan en común la referencia espacial y su carácter explícito de que los hábitats son imposibles de definir en el espacio cuando no existe un componente biótico. El concepto de hábitat se convierte en la piedra angular en el manejo de fauna silvestre; es uno de los conceptos más importantes en ecología, particularmente en el manejo de poblaciones animales y es considerado como el más fundamental e incuestionable paradigma en ecología (Krausman 1999, Garshelis 2000, Mitchell 2005).

El concepto de hábitat, ha sido frecuentemente utilizado en ecología animal y del paisaje, su significado se ha vuelto parte polémica de discusiones (Hall *et al.* 1997, Armstrong 2004) y para algunos es un concepto vago que intenta demostrar alguna relación entre una especie animal y su ambiente (Mitchell y Powell 2003). Una primera definición formal aparece en 1970 en el diccionario de la Lengua Española que define al hábitat como el habitáculo¹, más tarde la misma R.A.E. (2001) reestructura el término y lo reconoce en materia de ecología como el lugar de condiciones apropiadas para que viva un organismo, especie o comunidad animal o vegetal, más concretamente, es la colección de recursos y condiciones necesarias para su ocupación en un espacio y tiempo dado. Un segundo enfoque lo concibe como un conjunto de características

¹ Entiéndase habitáculo como sitio o localidad de condiciones apropiadas para que viva una especie animal o vegetal (RAE 2001).

específicas del medio ambiente para los animales terrestres, que es a menudo equiparada a una comunidad de plantas, asociación vegetal, o al tipo de cobertura vegetal (Garshelis 2000); esta definición deja ver entre líneas la aparición de elementos bióticos que son en realidad los componentes imprescindibles del hábitat. Un tercer enfoque sugiere que el hábitat es una comunidad apropiada para un organismo particular, en algún momento de su vida (Morrison *et al.* 1998, Garshelis 2000). Una cuarta aproximación, reconoce al hábitat como el área que ofrece los recursos y condiciones que fomentan la ocupación de una especie (Morrison *et al.* 2008). A partir de aquí, el término empieza a tomar forma.

El hábitat se puede concebir como el espacio que reúne las condiciones y características físicas y biológicas necesarias para la supervivencia y reproducción de una especie, es decir, para que una especie pueda perpetuar su presencia (Trefethen 1964, Hall *et al.* 1997, Storch 2003), quedando descrito por los rasgos que lo definen ecológicamente y deja ver de manera explícita la dimensión espacial (Delfín-Alfonso *et al.* 2009). Aquí es donde cobra una nueva dimensión el hábitat, la escala espacial y deja ver los elementos bióticos y abióticos que pueden ser apreciados conceptualmente.

Existen otras declaraciones acerca de la definición del término, por ejemplo, Mitchell (2005) define al hábitat como un espacio, donde el arreglo estructural y la condición física del entorno permiten que un organismo o un grupo de organismos, encuentren las condiciones fundamentales para su población. Es con esto posible que veamos que todas las definiciones se basan en gran medida de la presunción de algún tipo de relación entre el tamaño de la población (abundancia de especies) y el área física en que el organismo existe, y esta área conocida como hábitat define los límites de abundancia de los organismos en el medio, considerándose como hábitats específico. Bajo esta premisa (de especificidad), el hábitat puede ser considerado para cada especie y depende de la preferencia de los organismos hacia características particulares de su entorno (Morrison *et al.* 1998, Garshelis 2000, Storch 2003, Álvarez

2004). Estas relaciones pueden ser intuitivas pero en muchos casos llegan a ser observables (Fig. 1).

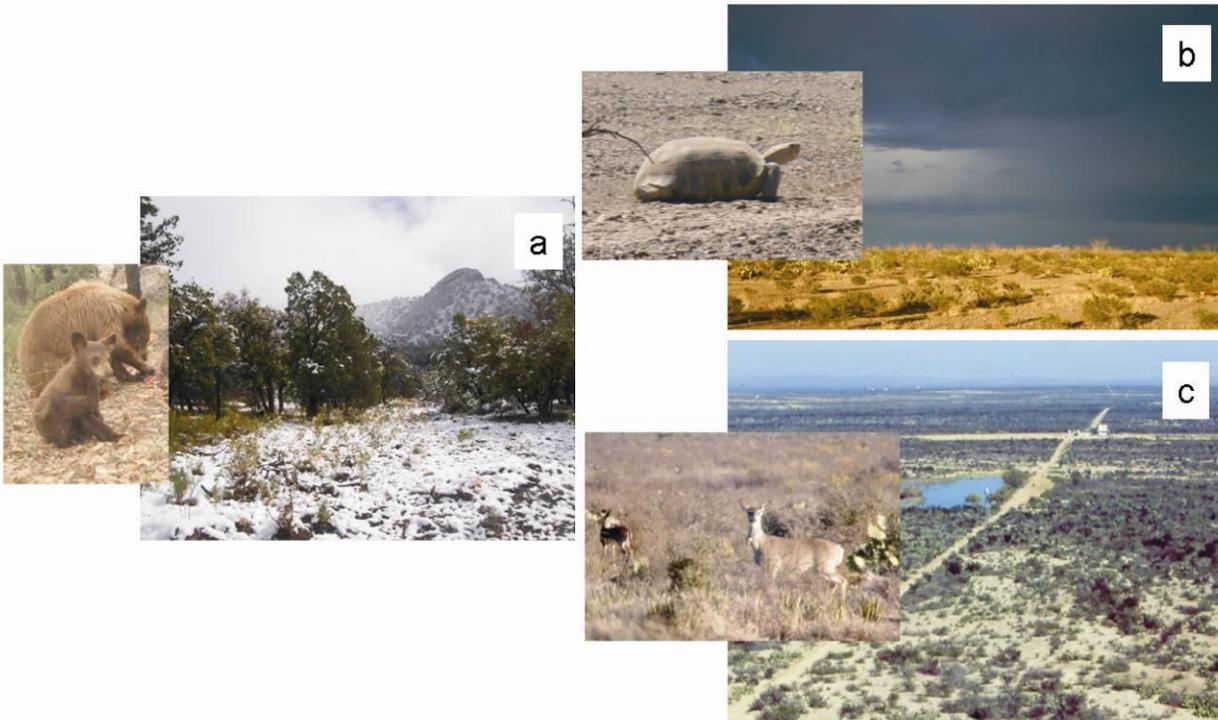


Figura 1. Modelos conceptuales de hábitat de tres vertebrados que muestran la especificidad o afinidad paisajística a determinadas características: a) oso negro americano (*Ursus americanus*) en los bosques templados de la Sierra Madre Occidental en Sonora, b) La tortuga del Bolsón (*Gopherus flavomarginatus*) endémica del Desierto Chihuahuense en la RB Mapimí (Durango y Chihuahua) y c) venado cola blanca texano (*Odocoileus virginianus texanus*) en Nuevo León en el Noreste de México [fotografías (a) Nalleli Lara Díaz, (b) Carlos López González, (c) Sonia Gallina].

En los últimos 50 años, el desarrollo de la teoría ecológica, incorporó una dimensión ambiental más al concepto de hábitat, introduciendo como parte fundamental de la definición a los factores abióticos. En este sentido, se describe al hábitat, como “...la suma total de los factores del medio ambiente que una especie animal requiere para realizar sus funciones de supervivencia y reproducción en un área dada...” (Trefethen 1964, Cooperrider 1986). Por tanto, podemos considerar al hábitat, como el área que proporciona apoyo directo a una especie determinada (una población o a una comunidad), considerando factores bióticos y abióticos (e. g. espacio físico, calidad del aire, del agua, asociaciones vegetales, alimento, cobertura de protección, suelo, orografía del terreno, entre otras). Esta última definición es probablemente la de mayor tendencia a ser utilizada, es biológicamente más relevante que las anteriores ya que

incorpora una relación de dependencia y su elemento espacio – temporal. A partir de aquí, podemos decir que el concepto ha evolucionado y tomado más forma y sentido, poniendo sobre la mesa el deslinde de la estricta presencia de la especie para limitar este espacio (hábitat), por el mismo hecho de que lo delimita en términos de requerimientos ambientales para la especie en cuestión. Dicho esto, pareciera que el hábitat, o espacio que carga con la responsabilidad de cumplir con las condiciones adecuadas para una especie, no es determinante de la presencia explícita de la especie, bajo esta premisa, la separación que se da nos lleva a dos vertientes dentro del concepto: hábitat real y hábitat potencial. El primer concepto es simple, se refiere a la presencia de la especie en un espacio, pero la segunda, implica que, existe la posibilidad de que un área donde no está presente una especie, potencialmente pueda constituir hábitat para ella, pero simplemente por factores históricos, demográficos o biogeográficos, este espacio no ha sido accesible para ella. El concepto de hábitat potencial es aplicable no sólo a especies que artificialmente colonizan nuevas áreas, sino que existen muchos casos en que las especies extienden sus áreas de distribución naturalmente (N.R.C. 1982, Cooperrider 1986) y puede llegar a crear confusión con el de nicho ecológico de Hutchinson (1957).

El hábitat suele ser específico para cada especie (independientemente de su definición como término en hábitat real o potencial), y depende de la preferencia de los organismos a características particulares de su entorno, puede ser compartido por una o varias especies, y es caracterizado por cierta uniformidad de las condiciones bióticas y abióticas (biocenosis), esta afirmación tácita ha sido respaldada por diversos autores como Morrison *et al.* (1998), Garshelis (2000), Storch (2003) y Álvarez (2004) entre otros, por tanto resulta imperante homogeneizar el uso del término y llegar a un acuerdo (ver Hall *et al.* 1997 para más detalle), aún cuando la tendencia del mismo sea un problema de percepción.

El Hábitat y sus escalas de medición.

El interés de los ecólogos y manejadores de vida silvestre hacia el efecto de la escala ha aumentado notablemente en sus trabajos de investigación en los últimos tiempos. Antes de la década de los 80's, en pocos trabajos de investigación se mencionaba la escala del estudio, no obstante, a mediados de esa década incrementaron las publicaciones que tomaron en cuenta los problemas de la escala en cuanto a estudios de hábitat de vida silvestre y a la ecología de comunidades (Schneider 2009, Cueto 2006). Este problema ya había sido advertido por Hutchinson (1965), diciendo que los fenómenos en la naturaleza, (que para él eran como actos de su teatro ecológico), había que verlos en la escala adecuada, ó lo que es mejor, "depende del cristal con el que se mire".

A partir de la década de los 80's a la fecha, una corriente de pensadores en ecología espacial y biogeografía, han expresado una preocupación por el efecto de la escala (e.g. Dayton y Tegner 1984, Wiens 1989, Fahrig 1992, Schneider 2001, Bisonette 2003, Estrada-Peña 2003). En la actualidad, con el desarrollo de modernas herramientas, digamos que la escala se está convirtiendo rápidamente en una nueva moda ecológica, al grado de que revisiones generadas acerca del uso de la escala espacial en estudios de ecología, ponen en evidencia el posible mal uso de una escala definida (Kareiva y Anderson 1988). Esto provoca que las extrapolaciones no sean válidas, ya que a diferentes escalas, las relaciones con los factores ambientales cambian; además de que las decisiones en cuanto a manejo pueden ser erróneas y traer consecuencias graves (Peterson y Parker 1998, Krausman 1999, Guisan y Zimmerman 2000).

El problema más grave detectado en el tema de la escala, es *¿que entendemos por escala en ecología espacial y manejo de vida silvestre?* Al igual que otros muchos términos en ecología, la escala ha sido erróneamente utilizada, al grado de llegar a confundir el término con "niveles" o viceversa. En ecología, los distintos significados y términos a menudo se utilizan para transmitir similares conceptos y puede no ser entendido de la misma forma en las distintas disciplinas (MacArthur y Levins 1964;

Forman y Gordon 1986, Wiens 1989, Norton y Lord 1990). En concreto, el concepto técnico de escala tiene muchos significados en la ciencia (Schneider 2001), pero su utilización por los ecólogos (de poblaciones y comunidades) y manejadores de vida silvestre, es atribuido *a cualquier resolución o medida, ya sea como la percibe el animal o según lo definido por el método de estudio* (Wiens 1989, Krausman 1999, Morrison y Hall 2002, Morrison *et al.* 2008). En este sentido, es común encontrar estudios en ecología y manejo de recursos, que la escala utilizada tiene que ver con algún nivel jerárquico de organización biológica (ver Noss 1990 para más detalle).

El utilizar algún nivel de organización jerárquica de la biodiversidad, como escala de estudio, puede traer complicaciones, sin embargo no esta del todo mal, pero el investigador deberá tomar en cuenta la variabilidad del sistema o de las especies en el tiempo y espacio. *Sensu stricto*, con escala, algunos autores se refieren a *las dimensiones espacio – temporales de los procesos o fenómenos que se observan en el medio natural* (Wiens 1989, Bissonette 2003, Cueto 2006, García 2006), esta definición deja implícita la utilización de unidades de medición en espacio y tiempo y al parecer, solo es posible hablar de escala en la evaluación de hábitat, cuando se es capaz de asignar o identificar las dimensiones y unidades de medición de nuestro objeto de estudio (Wiens 1989, Cueto 2006).

Una vez definido el término, es imprescindible dejar en claro que la utilización del mismo debe ser de forma homogénea en los tratados donde el tema central sea la escala. Por tanto, entenderemos a la escala de medición de hábitat, como *la resolución (densidad del grano del objeto de estudio) espacio – temporal correspondiente, que se debe emplear para medir o estudiar un proceso o sistema ecológico* (Norton y Lord 1990, Wu y Qi 2000, García 2006). Existen en materia de ecología muchos documentos que tratan de explicar el problema de la escala espacial y sus efectos, no obstante, pocos son los que tratan el problema de escala y definen categorías y superficies de estudio y clasificación. De primera instancia, existen cuatro categorías de escala utilizadas como punto de referencia para regionalizaciones biogeográficas, que no pueden pasar desapercibidas aun cuando para nuestro objeto de estudio no sean las

adecuadas; éstas fueron bosquejadas por Huggett (1998) y descritas más tarde por Greene *et al.* (1999) para ser aplicadas en ecología marina. Van desde pequeños (micro), a través de mediana escala (mesohabitats), gran escala (macrohabitats) y muy grande (megahabitats) (Cuadro 1).

Cuadro 1. Clasificación de la escala de unidades biogeográficas según Huggett (1998) que pueden servir para evaluar el hábitat de la fauna.

Escala	Superficie (terrestre)	Análogo
Microhábitat	cm ² a m ²	Elemento del paisaje
Mesohábitat	< 10 000 km ²	Unidad de Paisaje o ecosistemas
Macrohábitat	10 000 – 1 000 000 km ²	Región
Megahábitat	> 1 000 000 km ²	Provincias biogeográficas o continentes

Estas escalas no son del todo aplicables cuando se trabaja en manejo de vida silvestre (particularmente de especies terrestres continentales). Krausman (1999) al respecto argumenta que las escalas de macrohábitat y microhábitat son las más comúnmente utilizadas y se refieren a una escala de paisaje en el que un estudio se está llevando a cabo para un animal en un tipo de hábitat determinado. En general, se refiere a los macrohabitats en escala de paisaje, tales como características serales, etapas o zonas de asociaciones específicas de la vegetación (Block y Brennan 1993); en cambio el microhábitat normalmente se refiere a las características del hábitat en una escala fina.

Por otro lado, para los ecólogos de paisaje como Wu y Hobbs (2002) y Steinhardt y Volk (2003), es de suma importancia reconocer que los efectos de escala y como determinar la escala adecuada para hacer frente a determinados patrones y procesos a través de paisajes heterogéneos, y consideramos que más aun en manejo de vida silvestre. Al respecto, Makhdom (2008) hace una revisión y comparación de las diferentes escalas en ecología del paisaje y aglutina diversas clasificaciones que pueden servir para poder elegir la escala de evaluación y manejo del hábitat para la fauna silvestre.

En este sentido, Johnson (1980) reconoció la naturaleza jerárquica de las escalas de medición del hábitat, dada por la selección, preferencia y disponibilidad de los recursos que las especies manifiestan y resume cuatro procesos de selección de escala de hábitat (ver Johnson 1980 para más detalle) que van desde los componentes del hábitat utilizados por las especies hasta la biogeografía o distribución de una especie). La comprensión de los niveles puede tener profunda influencia sobre el manejo de una especie y se encuentran en congruencia con lo descrito por Greene *et al.* (1999) para ecología marina [ver los trabajos realizado por Etchberger y Krausman (1999), ó Coulon *et al.* (2004) entre otros muchos textos para ilustrar esta clasificación de hábitat en cuanto a escala].

En materia de manejo de vida silvestre (particularmente de fauna terrestre), la selección adecuada de la escala de evaluación del hábitat, dependerá explícitamente del arreglo espacio – temporal de los elementos que lo conforman, y estos son consecuencia de la localización geográfica de cada área, del grado de perturbación, de su extensión, de la topografía del terreno y factores históricos del uso del suelo (Delfín–Alfonso y Gallina 2007). Dicho esto, sabemos que las especies responden de manera diferencial en su entorno a múltiples escalas espaciales y temporales; mientras que para algunas especies una sola escala puede ser apropiada para el estudio de su hábitat, otras especies deben ser estudiadas en múltiples escalas (Morrison *et al.* 2008); ya que la preferencia y uso del hábitat por parte de los organismos, se da en una variedad de escalas diferentes (Cumming 2002, Wu y Loucks 1995, Storch 2003, Johnson *et al.* 2004), generando hábitats complejos donde se manifiestan las características o variables adecuadas para una especie, es decir utiliza diferencialmente unidades de paisaje que varían en tiempo y espacio; sin embargo, la aplicabilidad del concepto hábitat (como se menciona con anterioridad), depende de la escala (en varios sentidos o enfoques: escala ecológica, de análisis y de muestreo) de medición de las características o atributos.

Las características, atributos o elementos del hábitat, están contenidas en varios unidades de hábitats en una región geofísica particular denominada como *paisaje* (ó

matriz paisajística). Estas regiones pueden reunir y ofrecer una variedad de unidades de vegetación en combinación con aspectos físicos del terreno (o hábitats) que juntos pueden ser utilizados con mayor eficiencia por una especie (Morrison *et al.* 2008). Todos los paisajes se componen de un conjunto de elementos universales, estos son las teselas (parches ó fragmentos), los corredores y la matriz (Aguilera 2010).

Los paisajes integran todos los factores a través de una escala geográfica extensa, en donde se incluyen las múltiples combinaciones de factores bióticos y abióticos y su variación espacio – temporal (Morrison *et al.* 1998, Borosky *et al.* 1996, Van Deelen *et al.* 1997). En esta idea prevalece el punto de vista que identifica paisaje con territorio, es decir espacio físico, objeto de planificación, con una gama de contenidos naturales y artificiales y en el que pueden encontrarse distintos tipos de ecosistemas (Vélez y Gómez Sal 2008).

La escala de paisaje sería la más adecuada por dos razones: la primera que tiene que ver explícitamente con el desarrollo de nuevas herramientas para poder tener un amplio panorama de medición a múltiples escalas espacio – temporales y, la segunda no menos importante es que dentro de las unidades de paisaje es posible tener la fotografía completa de la heterogeneidad estructural y funcional de unidades de medición en tiempo y espacio; tal y como lo describen Turner *et al.* (2001) al aceptar que los paisajes son unidades heterogéneas que pueden llegar a contener al menos uno de los factores de interés; de hecho, son pocos los paisajes que no son heterogéneos o irregulares para algún factor de interés en algún escala espacial.

En cuanto a la escala temporal, no queda mucho que decir; al respecto, los investigadores y manejadores deben ser claros y expeditos al especificar la temporalidad de los estudios; ya que es posible que ignoremos las variaciones en el tiempo de los sistemas ecológicos. Por el contrario, los investigadores comúnmente muestrean a través de cortos periodos de tiempo (es decir, años, temporadas de verano o en invierno, secas y lluvias) y luego utilizan los valores promedio para las variables a

través de los períodos, lo que potencialmente enmascara las diferencias en el uso de los recursos por parte de las especies.

Es imprescindible mencionar que la escala temporal, está condicionada a los cambios en los requerimientos específicos de las especies, es decir, a los cambios que se dan en los individuos por sus variaciones de estados fisiológicos (e.g. reproducción, crianza, juveniles, adultos). En primer lugar, aunque varios autores han recomendado que los estudios de hábitat y sus relaciones con la fauna silvestre, sean evaluados a escalas espaciales y temporales adecuadas (Block y Brennan 1993, Litvaitis *et al.* 1994), esto todavía no sucede. Los investigadores deben reconocer que la percepción de la vida silvestre, es totalmente diferentes en diversas escalas, un ejemplo de esto lo describió Johnson (1980) en sus niveles de selección de hábitat.

Evidentemente, por todas las razones expuestas con anterioridad, los paisajes suelen ser una de las mejores opciones seleccionadas para la evaluación del hábitat de las especies, ya que suelen contener las relaciones integrales entre los componentes de los sistemas y subsistemas ecológicos, y pueden ser medidos en múltiples escalas espaciales y temporales; por tanto estas unidades de paisaje varían en el tiempo y espacio, mostrando patrones y escalas que son necesarias vincular con los procesos o fenómenos que envuelven a las especies.

La funcionalidad de los paisajes depende de la escala de medición, es decir, muestra características de escala – dependencia como las poblaciones. En este sentido, es importante mencionar que la medición del hábitat a escala de paisaje trata de analizar los datos en escala de grados múltiples para encontrar la concordancia con algunas de las variables de respuesta (Gergel y Turner 2002). A estas unidades paisajísticas, se les ha denominado como “*paisajes funcionales*” (Poiani y Richter 1999, Poiani *et al.* 2000) y es hasta hoy día, una de las mejores clasificaciones de escalas para evaluación de la biodiversidad y por ende del hábitat para la fauna silvestre. Esta clasificación depende del objeto de estudio o de conservación y ha sido el marco conceptual de The Nature Conservancy (TNC) para su actuación. La Figura 2 ilustra

cuatro escalas geográficas que dependen del objeto de conservación y que engloban al mismo tiempo los niveles de organización biológica propuesto por Noss (1990).

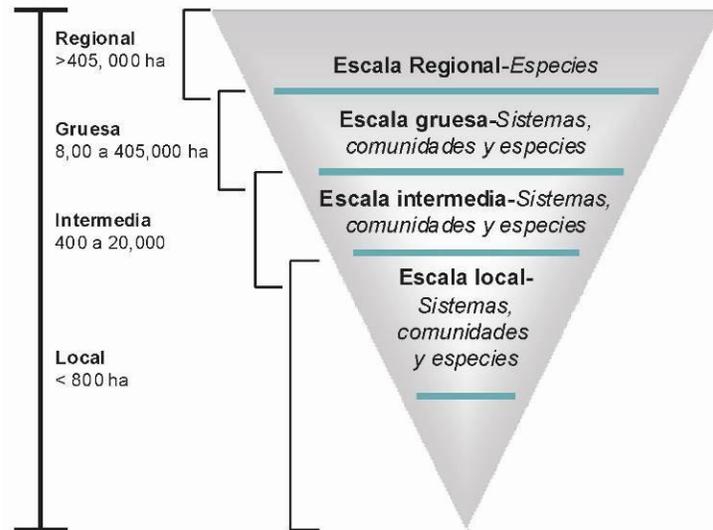


Figura 2. Un ejemplo de escalas geográficas propuestas por Poiani y Richter (1999) para TNC que pueden servir para seleccionar la escala adecuada de evaluación del hábitat dependiendo del objeto de estudio.

Esta clasificación de escala, es una propuesta para poder ser utilizada en manejo de vida silvestre para conservación y aprovechamiento, ya que en estas escalas se contiene a los diversos niveles de organización biológica y por tanto es posible tener una mayor representatividad de las múltiples variables a medir en la evaluación del hábitat.

El hábitat: caracterización y evaluación.

La clasificación y evaluación de los dos tipos de factores reunidos (bióticos y abióticos) en las unidades de paisaje, son una medida muy precisa para conocer la potencialidad de cada unidad de hábitat para el mantenimiento de una especie a largo plazo, y nos proporciona un panorama claro para el establecimiento de áreas que puedan ser potencialmente aprovechadas de manera sustentable (Borosky *et al.* 1996, Hansen 1980, Van Deelen *et al.* 1997). Sin embargo, ¿como sabemos si una unidad de paisaje es adecuada o no para una especie en particular? La respuesta parece ser sencilla, veamos. En primera instancia, se debe realizar una evaluación (cualitativa y

cuantitativa) y caracterización de los atributos del hábitat; este procedimiento es el más importante con fines de planificación y gestión del manejo de la fauna silvestre, sin embargo no existen métodos y técnicas exclusivos para este fin. Los métodos y técnicas utilizadas para la caracterización y evaluación del hábitat son muchos, al grado de decir que cada vez se genera más conocimiento y herramientas novedosas que sirven para desarrollar otras formas de medir al hábitat.

Tradicionalmente, las formas de evaluar y caracterizar el hábitat de las especies se han fundamentado en la asociación entre la presencia de especies y la composición y estructura de la vegetación en el espacio que ocupan. No obstante, la distribución de los animales responde a los patrones del paisaje que les rodea; por tanto, una forma de describir el hábitat es evaluando las unidades de paisaje, su estructura, composición y el subconjunto de elementos físicos que lo integran, ya que los organismos responden a su entorno en múltiples escalas espaciales y temporales, y organismos diferentes responden de manera diferente al mismo ambiente.

Las evaluaciones del hábitat y su importancia (es decir, la evaluación de la calidad del hábitat), se basan en la presunción de que las preferencias y, por tanto, la selección, están vinculados a la aptitud de las especies (supervivencia y reproducción) y de preferencia que puede deducirse de las pautas observadas de uso. Como primer paso, es necesario que el evaluador conozca los requerimientos mínimos de hábitat que la especie necesita, se debe tener especial cuidado en esta fase, debido a que es ahí donde el investigador y/o manejador, decide de forma directa y selecciona las variables o atributos del hábitat que tenderán a ser evaluados. Un ejemplo de ello lo proporciona Hansen (1980) que divide los atributos en físicos y bióticos al evaluar el hábitat del borrego cimarrón, toma en cuenta variables del hábitat como orografía del terreno, pendiente de las laderas, temperatura, cobertura de la vegetación, entre otras. Otros autores aseveran que en un primer paso a la caracterización y evaluación del hábitat, se debe tener en cuenta los requerimientos bióticos y abióticos mínimos que necesita una especie (e.g. Cooperrider 1986, Álvarez *et al.* 2004, Morrison *et al.* 2008). Esto quiere explícitamente decir, que el investigador debe identificar que atributos del

hábitat evaluar, en relación a la especie de interés, a para poder llevar a cabo su investigación; y de eso dependería que técnicas o métodos se utilizaran y en que escala espacio – temporal.

Otra forma de caracterizar el hábitat es con la utilización herramientas como los Sistemas de Información Geográfica (SIG) a una escala de paisaje y existen numerosos ejemplos de ello, esta forma de evaluación consiste en establecer una interrelación de información de distintas escalas espacio – temporales, combinando métodos de percepción remota (teledetección, fotografía aérea, imágenes de satélite) con la obtención en el campo de datos biogeográficos (e.g Jensen *et al.* 1992, Crosby 1994, Dettmers y Bart 1999, Oindo *et al.* 2000, Coops y Catling 2002, Cumming y Vernier 2002, Fabricius *et al.* 2002, Milson *et al.* 2002, Atkinson *et al.* 2004 solo por mencionar algunos). El uso del SIG, ayuda a establecer relaciones biofísicas entre las especies y el espacio que les rodea, nos permite medir una posible conjugación de aspectos físicos y biológicos, permite predecir y modelar condiciones aún inexistentes, pero que con el efecto del impacto humano sobre el ambiente, es posible que afecten la calidad del hábitat, con lo cual permite definir zonas prioritarias para conservación, conectividad de los paisajes y su posible fragmentación.

Dentro de la gran gama de formas, técnicas y métodos para caracterizar y evaluar el hábitat de las especies, están los **Índices de Idoneidad** o de **Hábitat Adecuado** (**HSI** por sus siglas en Ingles, Habitat Suitability Index); esta forma de evaluación tal vez es la más utilizada en la actualidad, fue desarrollada por el U.S. Fish and Wildlife Service (1991), se ha ido afinando con el tiempo por otros autores y se conocen alrededor de 180 **HSI** (Fig. 3) para vertebrados como venados, ardillas, codornices, guajolotes, oso negro, peces, algunos reptiles y se encuentran albergados en el web de la USGS (<http://www.nwrc.usgs.gov/wdb/pub/hsi/hslindex.htm>).

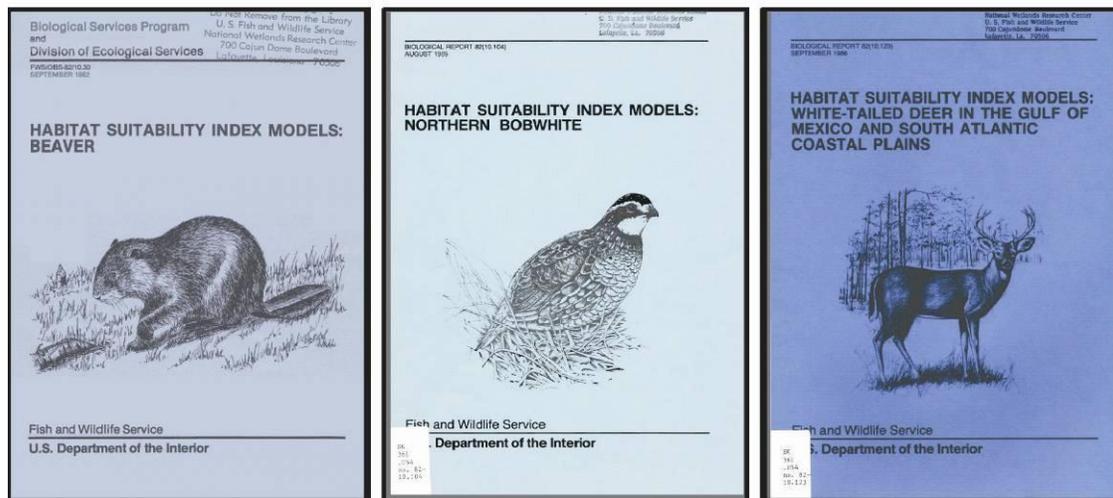


Figura 3. Muestra de algunos HSI publicados por el Servicio de Pesca y Vida silvestre de los Estados Unidos.

Larson *et al.* (2003) crearon una aplicación en SIG, basada en modelos de HSI para doce especies de vertebrados terrestres en el sur de Missouri. La aplicación ayuda a evaluar la calidad del hábitat para una especie a escala de paisaje e incluye atributos mínimos como los efectos de borde, área del parche, la distancia a los recursos y la composición del hábitat; la aplicación puede ser descargada de forma gratuita en el web del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (<http://www.nrs.fs.fed.us/pubs/1865/>).

El método de evaluación del **HSI** es muy sencillo y en muchos casos depende de la experiencia y conocimiento del evaluador acerca de la especie. El método consiste en otorgar puntuaciones o calificaciones (normalmente van de 0 a 1 ó 0 a 100) a la importancia relativa de las distintas unidades ecológicas (sus variables y atributos mínimos para una especie) para la vida silvestre. Las

calificaciones reflejan el potencial de un hábitat en apoyo de una determinada especie, mediante la comparación de lo disponible para esa especie y se identifica como una situación de idoneidad; el método es sencillo no obstante depende de la experiencia del evaluador y sus colaboradores. Este método en conjunción con datos que representan la distribución espacial de las variables, pueden usarse para generar mapas de calidad de hábitat (e.g. Rogers y Allen 1987, Merrill *et al.* 1999, Segura 1998, Store y Jokimaki 2003, Johnson y Gilligham 2005).

Ejemplo de un modelo para evaluar el hábitat de una especie a escala de paisaje

Para generar un **HSI** para de una especie en particular, primero el evaluador genera un modelo conceptual donde ve reflejada las variables o atributos que conforman el hábitat de la especie **X** y toma en cuenta fuentes de presión (naturales o artificiales) presentes en las unidades de paisaje. Los modelos conceptuales de evaluación de hábitat deben estar basados en:

- ◆ Experiencia del evaluador
- ◆ Objetivo de la evaluación
- ◆ Conocimiento profundo de la biología y ecología de la especie
- ◆ Escala de evaluación (espacial y temporal)

El modelo conceptual de hábitat puede incluir tantas variables como el evaluador pueda medir, y que considere reflejen los atributos mínimos indispensables para asegurar la permanencia de la especie, siguiendo la metodología usada por. El modelo conceptual supone que **“la existencia mínima de los atributos puede asegurar la sobrevivencia de la especie en una unidad de paisaje, y la presencia y ausencia de alguno de los atributos, definen la probabilidad de su existencia”** (Fig. 4).

No obstante, existen fuentes de presión (p. ej. carreteras, localidades urbanas, densidad poblacional humana, expansión de la frontera agropecuaria, entre otras) que afectan la presencia y la calidad de los atributos y su variación en el espacio y tiempo. Las fuentes de presión que supone el modelo generan, en conjunto con las características bióticas y abióticas del medio, heterogeneidad en el paisaje y por ende afectan la calidad del hábitat, y están estrechamente relacionadas con la fisiología y ecología de la especie (Delfín–Alfonso *et al.* 2009).

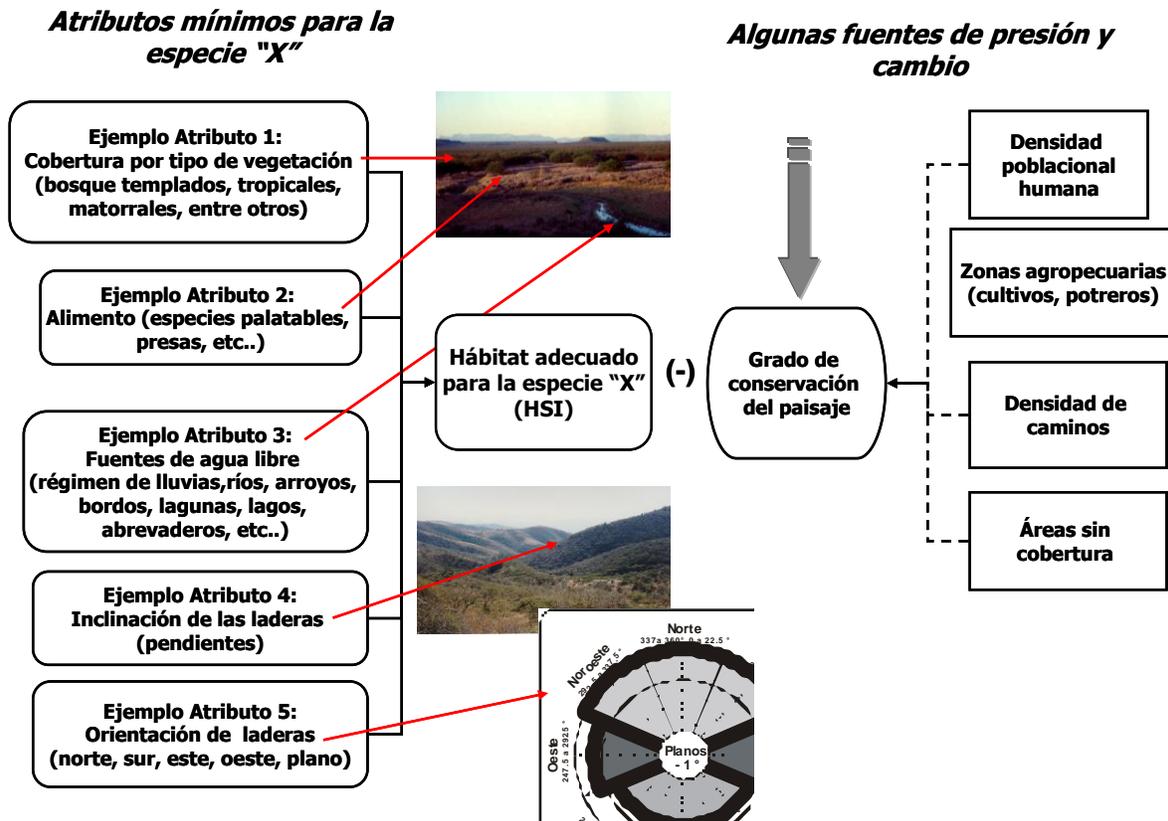


Figura 4. Modelo conceptual generalizado de evaluación de hábitat para una especie (tomado de Delfín-Alfonso *et al.* 2009).

Posteriormente, el evaluador o grupo de evaluadores (es mejor el consenso), asignan valores de calidad que supone el modelo, escalados entre 0 y 1 (0= hábitat inadecuado y ~1= hábitat adecuado). A cada atributo, se le asigna un valor ponderado de importancia que se calcula por medio de un Índice de **Importancia del Atributo (IIA)**. El primer paso es asignarle un **Valor de Importancia (VIC)** tomando en consideración su relevancia para la especie, el mayor valor asignado significa el de mayor importancia. Posteriormente, se calcula el **IIA**, dividiendo el **VIC** asignado entre "n" clases del atributo (Cuadro 2), y normalizado a 1 con el valor más alto que resulte. Los valores deben estar en la escala del 0 a 1, donde 1 significa el índice más alto de importancia, clasificándolo como un atributo de "Alta Calidad" y el valor más bajo como de "Baja Calidad" e "Inapropiado". Un ejemplo de esto se puede ver en el Cuadro 2 generado para evaluar el hábitat del venado cola blanca en el centro de Veracruz, México (ver a detalle en Delfín-Alfonso *et al.* 2009).

Cuadro 2. Asignación del VIC y cálculo del IIA para cada atributo (tomado de Delfín-Alfonso *et al.* 2009).

Atributo	Intervalos	VIC	Clases del atributo	IIA	Calidad del atributo
Pendiente (%)	0–9 ° (0–15.84 %)	3	4	1	Alta
	9.01–13.5 ° (15.86 a 24.01 %)	2		0.7	Media
	13.6–22.5 ° (24.19 a 41.42%)	1		0.3	Baja
	> 22.5° (> 100%)	0		0	Inapropiada
Orientación de la ladera	N, NW, NE	3	3	1	Alta
	Planos	2		0.7	Media
	S, SW, SE	1		0.3	Baja
Cobertura de protección termal	Densa	3	4	1	Alta
	Media	2		0.7	Media
	Baja	1		0.3	Baja
	Sin cobertura aparente	0		0	Inapropiada
Fuentes de agua	Perenne	3	3	1	Alta
	Intermitente	2		0.7	Media
	Sin agua	1		0.3	Baja

Para cada atributo se generan modelos espacialmente explícitos con los valores de *IIA* (Cuadro 2), al respecto, recomendamos que se generen de facto los modelos espaciales con datos colectados en campo y la ayuda del SIG y con la mejor resolución espacial posible, en este caso, de ejemplo se utilizó una resolución de 0.00833 grados de pixel (~ 1 km²) en formato raster. En algunos casos, es posible que no se cuente con datos suficientes de campo, al respecto, se recomienda que el evaluador utilice los datos disponibles en diversas fuentes de datos espaciales (e.g. Inventario Nacional Forestal Series 2 y 3 de CONAFOR, datos de cobertura de vegetación del GLCF, datos del HYDRO1k Elevation Derivative Database del USGS, entre otras fuentes, Fig. 5).

Recordemos que las unidades de paisaje, están compuestas por diversos elementos, bióticos y abióticos, en cuyo caso, para efectos de un *HSI* es importante considerar como elementos del paisajes a las fuentes de presión que ejercen coacción sobre el hábitat de las especies. Para efectos del modelo *HSI* es recomendable incluir un “Valor de Presión” (*Vp*) ejercido por las actividades antropogénicas, para lo cual se

puede utilizar el modelo de la Huella Humana (Human footprints, LWP 2002), las carreteras, las poblaciones, mapas de parcelas agrícolas, entre otras fuentes (Fig. 4).

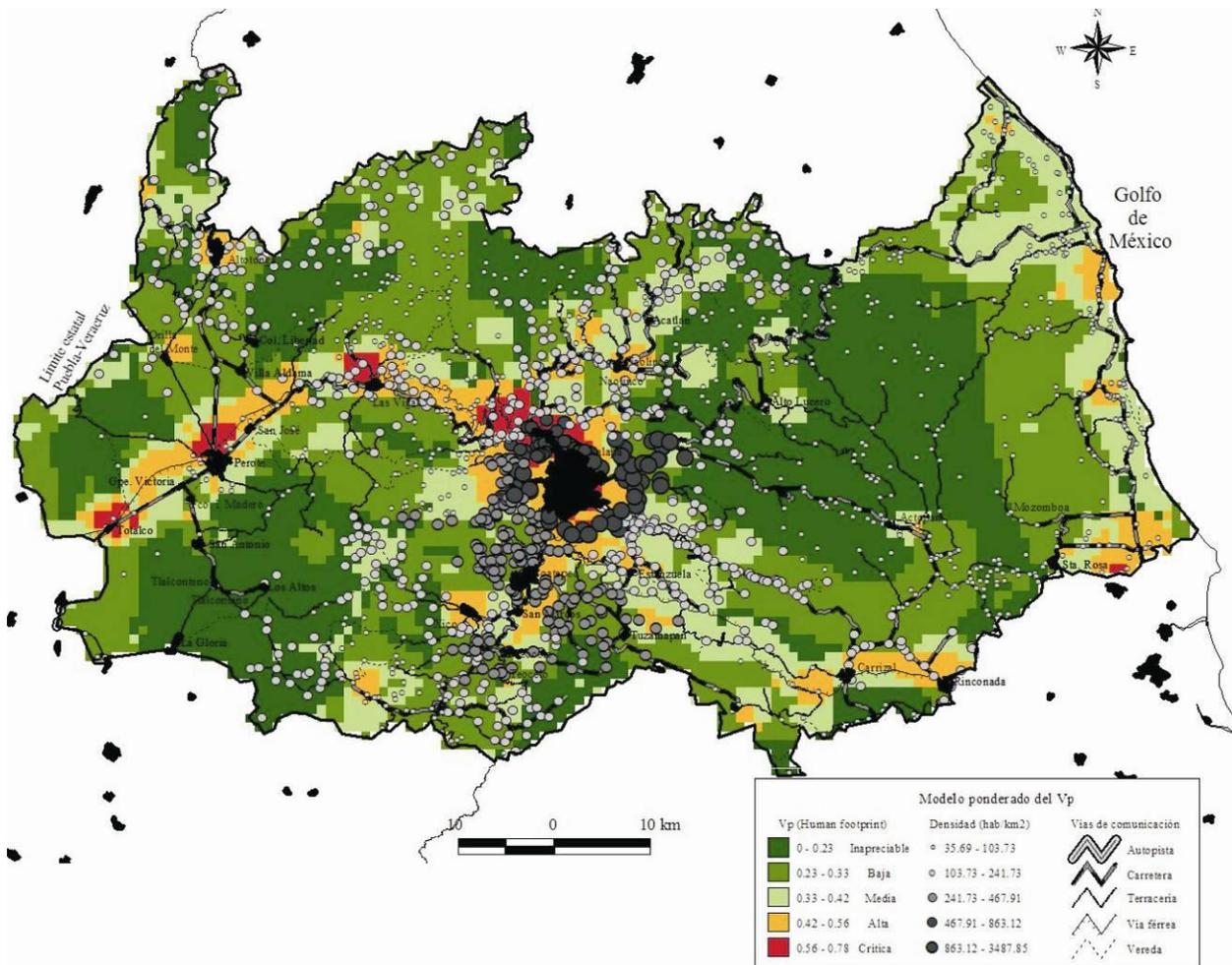


Figura 5. Modelo de la Huella Humana del LWP (2002), que se puede utilizar como fuente de presión para medir el grado de conservación del paisaje (el ejemplo ilustra la densidad poblacional de la zona centro de Veracruz, México, tomado de Delfín-Alfonso *et al.* 2009).

El V_p , es un valor cualitativo asignado y va de 0 (hábitat conservado) a ~1 (hábitat no conservado). Finalmente, al modelo estático del **HSI** se le resta el V_p y el modelo de salida es dividido entre el número de variables o atributos (a_n). El modelo resultante final proporciona valores de entre 0 y 1, mismos que expresan el **HSI** de acuerdo a la Ecuación 1:

$$HSI_e = \left[\frac{(a_1 + a_2 + a_3 + 2a_4)}{\sum a_n} \right] - Vp$$

donde HSI_e es el índice de calidad del hábitat en el tiempo cero (t_0) (modelo estático), a_1 es la orientación de las laderas con respecto del norte magnético (0 a 359°), a_2 es la inclinación de la ladera (pendientes 0 a 45° de inclinación o más), a_3 es la presencia de fuentes de agua (intermitentes o perennes), a_4 es la cobertura de la vegetación y Vp es el grado de conservación del paisaje o de las unidades muestrales.

En este ejemplo, el atributo cobertura (a_4), es ponderado al multiplicarlo por 2, debido a que se considera de suma importancia para la fauna (e. g. cobertura de protección termal para crías de venados). La clasificación del hábitat se agrupa en intervalos de valores y se etiqueta según el valor resultante en cuatro categorías (Inapropiada 0 a 0.25, Baja 0.26 a 0.46, Media 0.47 a 0.67 y Alta 0.68 a ~ 1). El mapa final es el modelo estático de calidad de hábitat (HSI_e).

Para espacializar las variables del modelo propuesto (Apéndice 1), recomendamos utilizar el SIG que puede ser Arc View o Arc GIS de ESRI (www.esri.com) o cualquier otro como manejador de bases de datos geográficas como gvSIG (<http://www.gvsig.org/web>), DIVA-GIS (www.diva-gis.org), Map Maker (www.mapmaker.com), BioMapper (<http://www2.unil.ch/biomapper/>), Global Mapper (<http://www.globalmapper.com/>), GRASS-GIS (<http://grass.fbk.eu/>), SPRING (<http://www.dpi.inpe.br/spring/english/>), muchos de distribución gratuita, mismos que incluyen herramientas para sobreposición de capas para espacializar el HSI (Fig. 6).

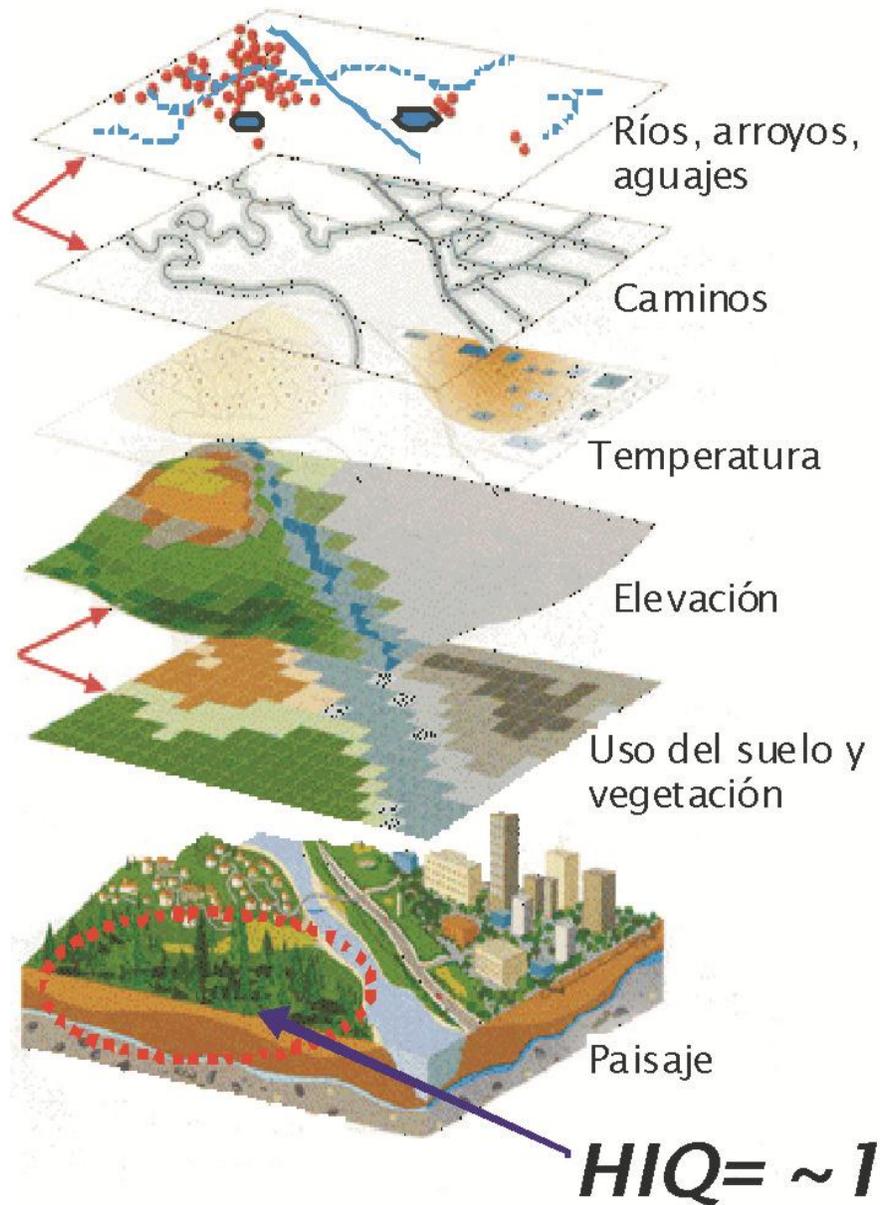


Figura 6. Ejemplo de la sobreposición de capas para evaluar el hábitat de la fauna silvestre.

Por último, una vez que se tienen espacializados los atributos, es decir, capa o mapa (layer) por cada variable, preferentemente en formato raster, se utilizan herramientas de cálculo muy sencillas en el SIG, como es el caso de la herramienta *Map Calculador* para Arc View 3.2, misma que ayuda a calcular paso a paso la Ecuación anterior (Fig. 7).

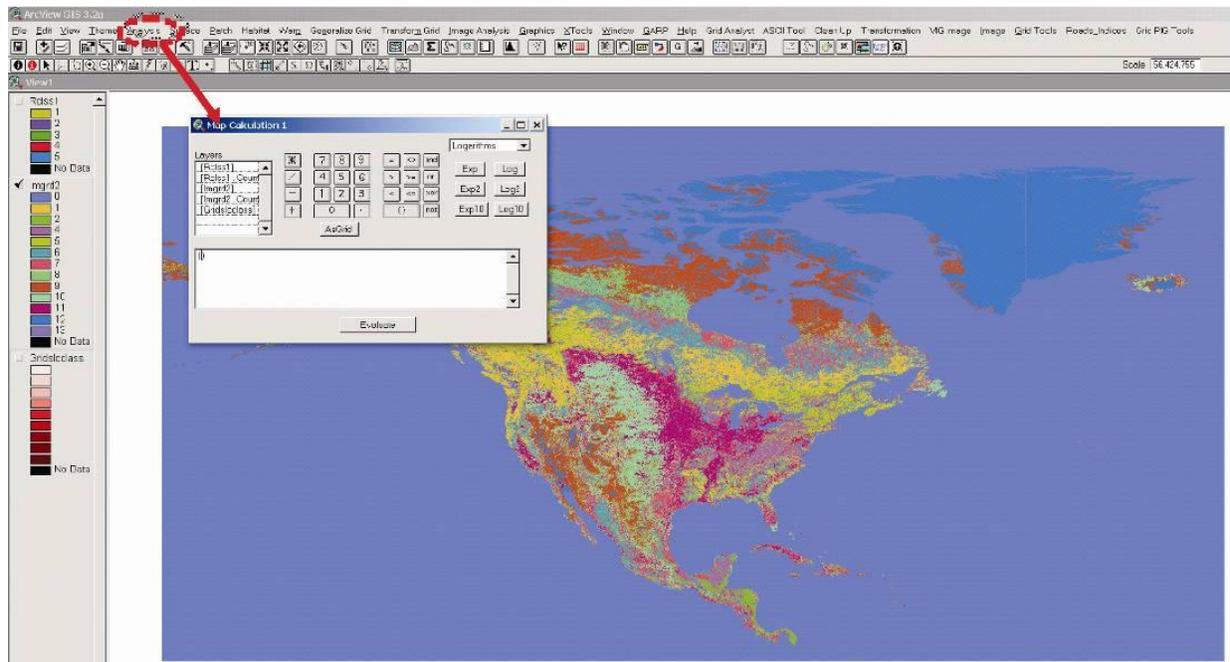


Figura 7. Herramienta de Map Calculator en Arc View 3.2 que se utiliza para calcular la Ecuación 1.

Finalmente, se muestra un ejemplo del **HSI** calculado para evaluar el hábitat de venado cola blanca en el Centro de Veracruz, México. En este modelo se muestran los valores de la calidad del hábitat, los valores cercanos a 1 suponen una mejor calidad (Fig. 8).

Al visualizar el resultado final del modelo, se aprecia que existen aún zonas potenciales para el manejo de la especie de forma extensiva, ya que las áreas con calidad alta y media del **HSI_e**, se agrupan en tres grandes áreas, una cercana a la costa, otra más en el centro del área y otra más adentro y en los alrededores del Parque Nacional Cofre de Perote por arriba de los 1 500 msnm (Fig. 8). Estas áreas, son las que se encuentran menos habitadas y con menor densidad humana dentro de la zona de estudio, por tanto presentan un menor V_p , y pueden ser consideradas como áreas aparentemente con buen potencial de manejo para los venados, dada las características que presentan.

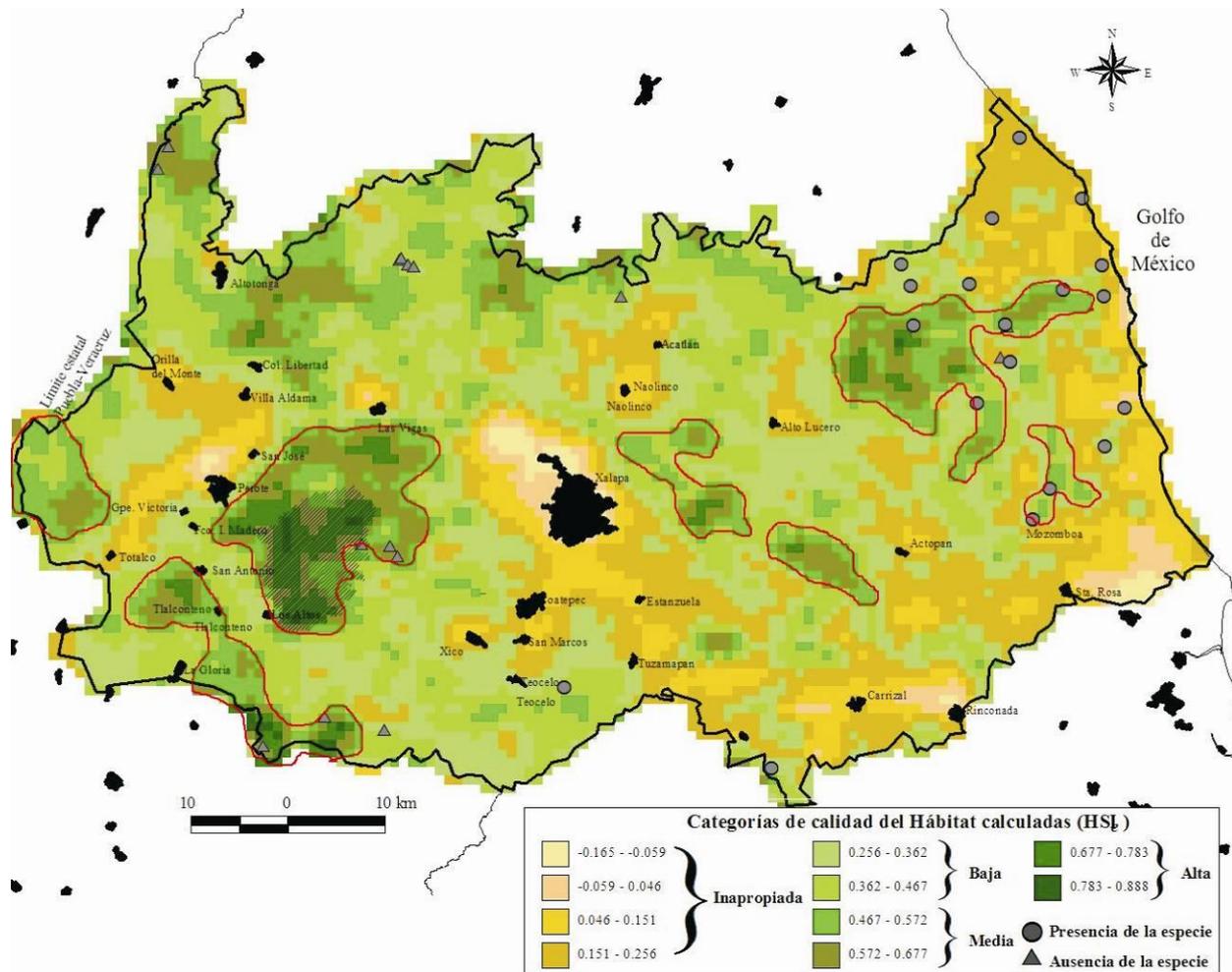


Figura 8. Modelo del HSI calculado, donde se muestran las áreas seleccionadas según su amplitud y calidad como potenciales áreas de manejo para la especie (líneas rojas) y los sitios de muestreo (tomado de Delfín-Alfonso *et al.* 2009).

Las zonas consideradas de buena calidad presentan principalmente como tipo de vegetación selva baja caducifolia, bosque de encino, bosque de pino – encino y bosque de pino. Estos tipos de vegetación son muy importantes para el venado, las selvas bajas le ofrecen una gran cantidad de recursos alimenticios de alta calidad y protección contra depredadores por su estrato arbóreo (Mandujano *et al.* 2004; López-Téllez *et al.* 2007). La vegetación de zonas templadas ha sido asociada con mayores abundancias de venado, sobre todo cuando se trata de asociaciones de *Abies – Pinus* y *Quercus – Pinus* (Ortíz-Martínez *et al.* 2005). Esto también se ve reflejado en la información

recabada en campo, donde el mayor número de rastros fue registrado en encinares seguido por las selvas bajas caducifolias.

Sin embargo, debido a la acelerada tasa de transformación a la que está siendo sometida la cubierta vegetal, resulta importante complementar la información obtenida de los mapas de uso de suelo y vegetación con otras fuentes actualizadas. Una de las alternativas es el uso de imágenes satelitales, con las que se puede clasificar el grado de cobertura vegetal utilizando el Índice de Verdor (NDVI). Además, el uso de este tipo de información permite evaluar el cambio en la cubierta vegetal a lo largo del año y relacionarlo con el cambio en los valores de calidad para un hábitat determinado.

La presión antropogénica también mostró un efecto en la categorización de los tipos de calidad de hábitat. Los sitios de mejor calidad y donde se encontraron más rastros, fueron aquellos con densidades poblacionales bajas. Lo cual coincide con lo reportado en otros trabajos donde el cambio en la densidad y distribución del venado mostró estar muy relacionado con el desarrollo urbano.

La ventaja de estos modelos es que permiten desarrollar métodos de verificación en el campo, para su validación, y de ahí poder proponer estrategias que deriven en la conservación, manejo y aprovechamiento de la especie de interés en amplias regiones. En este caso el desarrollo el objetivo fue el de poder proponer Unidades de Manejo y Conservación de la vida silvestre (UMA), donde las poblaciones de venados se encuentren en buen estado, así como su hábitat, o encontrar las áreas donde aún existe hábitat favorable pero que la especie desapareció por presiones de cacería, pero que pueden llegar a repoblarse (como serían los bosques templados de la zona).

BIBLIOGRAFIA

- Aguilera, F. 2010. Aplicación de métricas de ecología del paisaje para el análisis de patrones de ocupación urbana en el Área Metropolitana de Granada. *Anales de Geografía* 30:9–29.
- Álvarez, S. 2004. *Uso del hábitat por le borrego cimarrón Ovis canadensis weemsi en la Sierra del Mechudo, Baja California Sur, México*. Tesis de Doctorado. Fac. de Ciencias, UNAM, México.
- Armstrong, A.P. 2004. Integrating the metapopulation and habitat paradigmas for understanding broad-scale declines of species. *Conservation Biology* 19:1402–1410.
- Atkinson, A.J., P.C. Trenham, R.N. Fisher, S.A. Hathaway, B.S. Johnson, S.G. Torres, y Y.C. Moore. 2004. *Designing monitoring programs in an adaptive management context for regional multiple species conservation plans*. U.S. Geological Survey Technical Report, USGS Western Ecological Research Center, Sacramento, California.
- Bissonette, J.A. 2003. Linking landscape patterns to biological reality. Pp 15–34. In Bissonette J.A. e I. Storch (Eds.). *Landscape ecology and resource management: linking theory with practice*. Island Press, Washington, D.C.
- Block, W.M. y L.A. Brennan. 1993. The habitat concept in ornithology: Theory and applications. Pp. 35–91. In Power, D.M. (Ed.). *Current Ornithology*. Volume 11, Plenum Press, New York.
- Borosky, B.B., R.H. Barret, I.C. Timossi y J.G. Kie. 1996. Modelling habitat suitability for black-tailed deer (*Odocoileus hemionus columbianus*) in heterogeneous landscape. *Forest Ecology and Management* 88:157–165.
- Cooperrider, A.Y. 1986. Habitat evaluation systems. Pp. 757–776. In: Cooperrider, A.Y., R.J. Boyd y H.R. Stuart (Eds.). *Inventory and monitoring of wildlife habitat*. U.S. Department of Interior, Bureau of Land Management. Denver, Colorado.
- Coops, N.C. y P.C. Catling. 2002. Prediction of the spatial distribution and relative abundance of ground-dwelling mammals using remote sensing imagery and simulation models. *Landscape Ecology* 17:173–188.

- Coulon, A., J.F. Cosson, J.M. Angibault, B. Cargnelutti, M. Galan, N. Morellet, E. Petit, S. Aulagnier y A.J.M. Hewison. 2004. Landscape connectivity influences gene flow in a roe deer population inhabiting a fragmented landscape: an individual-based approach. *Molecular Ecology* 13:2841–2850.
- Crosby, M. 1994. Mapping the distribution of restricted-range birds to identify global conservation priorities. Pp. 145–154. In Miller, R. (Ed.). *Mapping the diversity of nature*. Chapman and Hall, London.
- Cueto, V.R. 2006. Escalas en ecología: su importancia para el estudio de la selección de hábitat en aves. *Hornero* 2:1–13.
- Cumming, G.S. 2002. Comparing climate and vegetation as limiting factors for species ranges of African ticks. *Ecology* 83:255–268.
- Cumming, S. y P. Vernier. 2002. Statistical models of landscape pattern metrics, with applications to regional scale dynamic forest simulation. *Landscape Ecology* 17: 433–444.
- Dayton, P.K. y M.J. Tegner. 1984. The importance of scale in community ecology: a kelp forest example with terrestrial analogs. Pp. 457–481. In: Price, P.W., C.N. Slobodchikoff y W.S. Gaud (Eds.). *A new ecology. Novel approaches to interactive systems*. John Wiley and Sons, New York.
- Delfín-Alfonso, C. y S. Gallina. 2007. Modelo de evaluación de hábitat para el venado cola blanca en un bosque tropical caducifolio en México. Pp.193–202. In: Zunino, M. y A. Melic (Eds.). *Escarabajos, diversidad y conservación biológica. Ensayos en homenaje a Gonzalo Halftter*. Monografías del 3er. Milenio Vol. 7. Sociedad Entomológica Aragonesa.
- Delfín-Alfonso, C., S.A. Gallina y C.A. 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. *Tropical Conservation Science* 2:215–228. (On line: www.tropicalconservationscience.org).
- Dettmers, R. y J. Bart. 1999. A GIS modeling method applied to predicting forest songbird habitat. *Ecological Applications* 9:152–163.

- Estrada–Peña, A. 2003. The relationships between habitat topology, critical scales of connectivity and tick abundance *Ixodes ricinus* in a heterogeneous landscape in northern Spain. *Ecography* 26:661–671.
- Etchberger, R.C. y P.R. Krausman. 1999. Frequency of birth and lambing sites of a small population of mountain sheep. *The Southwestern Naturalist* 44:354–360.
- Fabricius, C., A. Palmer y M. Burger. 2002. Landscape diversity in a conservation area commercial and communal rangeland in xeric succulent thicket, South Africa. *Landscape Ecology* 17:531–537.
- Fahrig, L. 1992. Relative importance of spatial and temporal scales in a patchy environment. *Theoretical Population Biology* 41:300–314.
- Forman, R.T. y M. Gordon. 1986. *Landscape ecology*. John Wiley & Sons, New York.
- García, D. 2006. La escala y su importancia en el análisis espacial. *Ecosistemas* 15:7–17.
- Garshelis, D.L. 2000. Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection, and importance. Pp. 111–164. In: Boitani, L. y T.K. Fuller (Eds.). *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences*. Columbia University Press, New York.
- Gergel, S.E. y M. Turner. 2002. *Learning landscape ecology. A practical guide to concepts and techniques*. Springer–Verlag, New York.
- Greene, H.G., M.M. Yoklavich, R.M. Starr, V.M. O'Connell, W.W. Wakefield, J.E. Sullivan, J.E.J. McRea y G.M. Gailliet. 1999. A classification scheme for deep seafloor habitats. *Oceanologica Acta* 22:663–678.
- Guisan, A. y N. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135:147–186.
- Hall, L.S., P.R. Krausman y M.L. Morrison. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25:173–182.
- Hansen, C.G. 1980. Habitat Evaluation. Pp. 320–335. In: Monson, G y L. Summer (Eds.). *The Desert Bighorn: its life history, ecology and management*. The University of Arizona Press.
- Huggett, R.J. 1998. *Fundamentals of biogeography*. Routledge, London.

- Hutchinson, G.E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22:415–427.
- Hutchinson, G.E. 1965. *The ecological theater and the evolutionary play*. Yale University Press, New Haven, Connecticut.
- Jensen, J., S. Narumalani, O. Weatherbee y K. Morris. 1992. Predictive modeling of cattail and waterly distribution in a South Carolina Reservoir using GIS. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 58:1561–1568.
- Johnson, C. y M.P.Gilligham. 2005. An evaluation of mapped species distribution models used for conservation planning. *Environmental Conservation* 32:1–12.
- Johnson, C.J., M.S. Boyce, R. Mulders, A. Gunn, R.J. Gau, H.D. Cluff y R.L. Case. 2004. Quantifying patch distribution at multiple scales: applications to wildlife–habitat models. *Landscape Ecology* 19:869–882.
- Johnson, D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61:65–71.
- Kareiva, P. y M. Anderson. 1988. Spatial aspects of species interactions: the weeding of models and experiments. Pp. 38–54. In: Hastings, A. (Ed.). *Community ecology*. Springer–Verlag, New York.
- Krausman, P. 1999. Some basic principles of habitat use. Pp 85–90. In: Launchbaugh, K.L., K.D. Sanders y J.C. Mosley (Eds.). *Grazing behavior of livestock and wildlife*. Idaho Forest, Wildlife and Range Experimental Station Bulletin 70, University of Idaho, Moscow, Idaho.
- Larson, M.A., W.D. Dijak, F.R. Thompson, II y J.J. Millsbaugh. 2003. *Landscape–level habitat suitability models for twelve species in southern Missouri*. General Technical Report NC–233, St. Paul, Minnesota: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Research Station.
- Litvaitis, J.A., K. Titus y E.M. Anderson. 1994. Measuring vertebrate use of territorial habitats and foods. Pp. 254–74. In Bookhout, T.A. (Ed.). *Research and management techniques for wildlife and habitats* (5th ed). The Wildlife Society, Bethesda, Maryland.
- López–Tellez, M.C., S. Mandujano y G. Yañez. 2007. Densidad poblacional y características del hábitat del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*

- mexicanus*) en un bosque tropical seco de Puebla. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)* 23:1–16.
- LWP–1, 2002. *Last of the Wild Data Version 1. Global Human Footprint Dataset (Geographic)*. Wildlife Conservation (WCS) and Center for International Earth Science Information Network (CIESIN) On line: <http://www.ciesin.columbia.edu>.
- MacArthur, R.H. y R. Levins. 1964. Competition, habitat selection, and character displacement in a patchy environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 51:1207–1210.
- Makhdoum, M.F. 2008. Landscape ecology or environmental studies (Land Ecology) (European Versus Anglo– Saxon schools of thought). *Journal of International Environmental Application & Science* 3:147–160.
- Mandujano, S., S. Gallina, G. Arceo y L.A. Pérez–Jiménez. 2004. Variación estacional del uso y preferencia de los tipos vegetacionales por el venado cola blanca en un bosque tropical de Jalisco. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)* 20:45–67.
- Merrill, T., D.J. Mattson, R.G. Wright y H.B. Quigley. 1999. Defining landscapes suitable for restoration of grizzly bears *Ursus arctos* in Idaho. *Biological Conservation* 87:231–248.
- Milsom, T.P., S.D. Langton, W.K. Parkin, S. Peel, J.D. Bishop, J.D. Hart, y N.P. Moore. 2000. Habitat models of bird species' distribution: an aid to the management of coastal grazing marshes. *Journal of Applied Ecology* 37:706–727.
- Mitchell, M. y R.A. Powell. 2003. Linking fitness landscapes with behavior and distribution of animals. Pp. 93–124. In: Bissonette J.A e I. Storch (Eds.). *Landscape ecology and resource management: linking theory with practice*. Island Press, Washington, D.C.
- Mitchell, S.A. 2005. How useful is the concept of habitat?—a critique. *Oikos* 110:634–638.
- Morrison, M.L. y L. S. Hall. 2002. Standard terminology: toward a common language to advance ecological understanding and application. Pp. 43–52. In: Scott, J.M., P.J. Heglund, M.L. Morrison, J.B. Haufler, M.G. Raphael, W.A. Wall, y F.B. Samson (Eds.). *Predicting species occurrences. Issues of accuracy and scale*. Island Press, Washington, D.C.

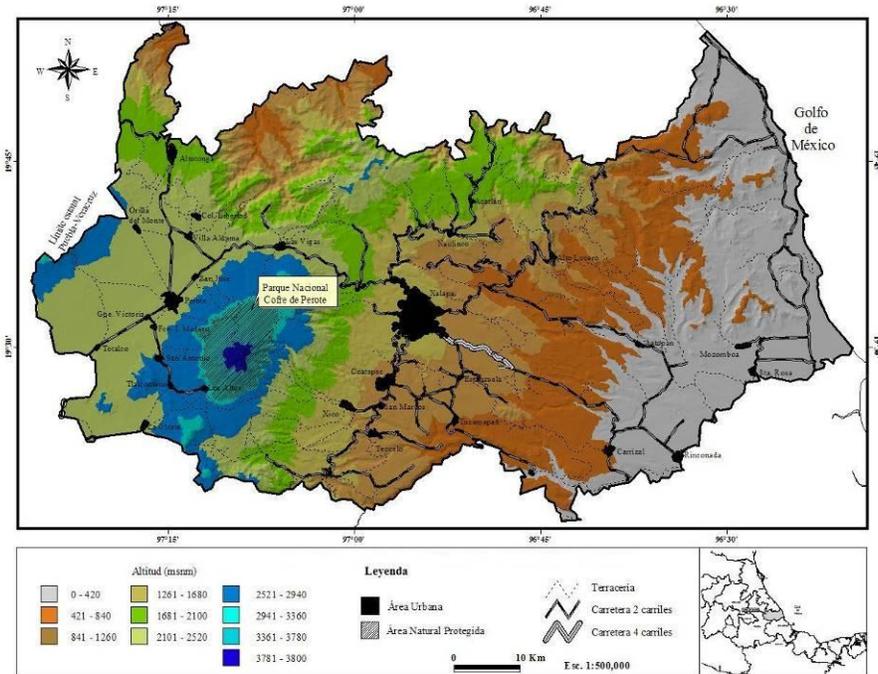
- Morrison, M.L., B.G. Marcot y R.W. Mannan. 1998. *Wildlife habitat relationships: concepts and applications* (2nd ed.). The University of Wisconsin Press. Madison, Wisconsin.
- Morrison, M.L., W.M. Block, M. Dale Strickland, B.A. Collier y M.J. Peterson. 2008. *Wildlife study design* (2nd ed.), Springer Series on Environmental Management, New York.
- N.R.C. (National Research Council). 1982. *Impacts of emerging agricultural trends on fish and wildlife habitats*. National Academy Press, Washington, D.C.
- Norton, D.A. y J.M. Lord. 1990. On the use of grain size in ecology. *Functional Ecology* 4:719–720.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4:355–364.
- Oindo, B., R. de By y A. Skidmore. 2000. Interannual variability of NDVI and bird species diversity in Kenya. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 2:172–180.
- Ortíz–Martínez, T., S. Gallina; M. Briones–Salas y G. González. 2005. Densidad poblacional y caracterización del hábitat del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus oaxacensis*, Goldman y Kellog, 1940) en un bosque templado de la sierra norte de Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)* 21:65–78.
- Peterson, D.L. y V. T. Parker. 1998. *Ecological scale: theory and applications*. Columbia University Press, New York.
- Poiani, K. y B. Richter. 1999. *Paisajes funcionales y la conservación de la biodiversidad*. Documentos de Trabajo para la Ciencia de la Conservación 1, The Nature Conservancy (TNC), Herndon, Virginia.
- Poiani, K.A., B.D. Richter, M.G. Anderson y H.E. Richter. 2000. Biodiversity conservation at multiple scales: functional sites, landscapes, and networks. *BioScience* 50:133–146.
- R.A.E. (Real Academia de la lengua Española). 2001. *Diccionario de la Lengua Española* (On line: www.buscon.rae.es).

- Rogers, L.L. y A.W. Allen. 1987. *Habitat suitability index models: black bear, Upper Great Lakes Region*. U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Report 82 (10.144).
- Schneider, D.C. 2001. The rise of the concept of scale in ecology. *BioScience*. 51:545–553.
- Schneider, D.C. 2009. *Quantitative ecology: measurement, models, and scaling*. Academic Press, San Diego, California.
- Segura, W. 1998. Application of the HEP methodologies and Use of GIS to identify Priority Sites for management of white-tailed deer. Pp. 127–137. In: Savitsky, B. y T. Lacher. (Eds.). *GIS methodologies for developing conservation strategies: tropical forest recovery and wildlife management in Costa Rica*. Columbia University Press, New York.
- Steinhardt, U. y M. Volk. 2003. Meso-scale landscape analysis based on landscape balance investigations: problems and hierarchical approaches for their resolution. *Ecological Modelling* 168:251–256.
- Storch, I. 2003. Linking a multiscale habitat concept to species conservation. Pp. 303–320. In: Bissonette, J.A. e I. Storch (Eds.). *Landscape ecology and resource management: linking theory with practice*. Island Press, Washington, D.C.
- Store, R. y J. Jokimaki. 2003. A GIS-based multi-scale approach to habitat suitability modeling. *Ecological Modelling* 169:1–15.
- Trefethen, J.B. 1964. *Wildlife management and conservation*. D.C. Heath & Co, Boston.
- Turner, M.G., R. Gardner y R. O'Neill. 2001. *Landscape ecology in theory and practice. Pattern and process*. Spring-Verlag, New York.
- U.S. Fish and Wildlife Service. 1991. *Habitat Evaluation Procedure (HEP)*. Division of Ecological Services, Department of the Interior, Washington, D.C.
- Van Deelen, T.R., L.B. McKinney, M.G. Joselyn y J. E. Buhnerkempe. 1997. Can we restore elk to southern Illinois? The use of existing digital land-cover data to evaluate potential habitat. *Wildlife Society Bulletin* 25:888–894.
- Vélez, L.A. y A. Gómez Sal. 2008. Un marco conceptual y analítico para estimar la integridad ecológica a escala de paisaje. *ARBOR Ciencia, Pensamiento y Cultura* 184:31–44.

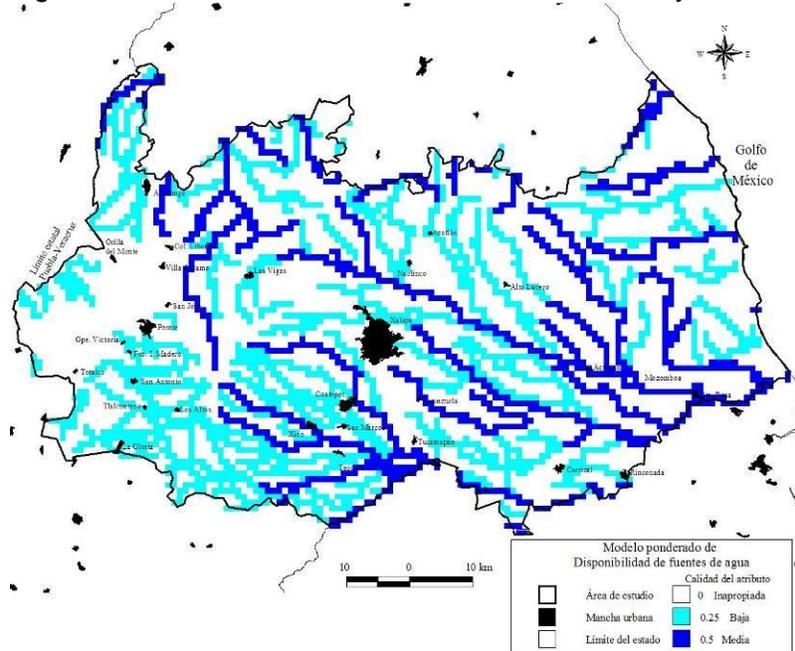
- Wiens, J.A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3:385–397.
- Wu, J. y O. L. Loucks. 1995. From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology. *Quarterly Review of Biology* 70:439–466.
- Wu, J. y Y. Qi. 2000. Dealing with scale in landscape analysis: an overview. *Geographic Information Science* 6:1–5.
- Wu, J. y R. J. Hobbs. 2002. Key issues and research priorities in landscape ecology: an idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology* 17:355–365.

CAPÍTULO 13

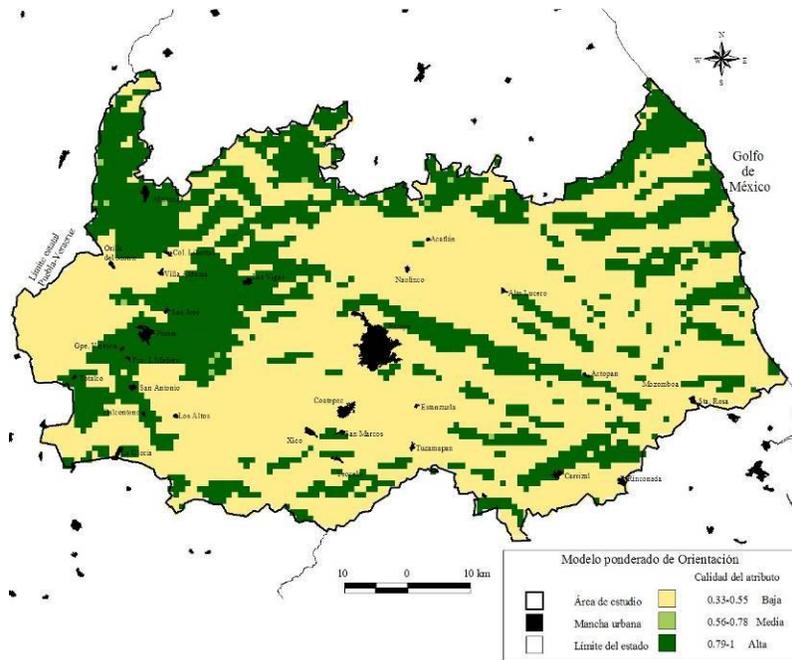
APÉNDICE 1. A continuación se muestran las variables especializadas como ejemplo del *HSI* calculado para el venado cola blanca en el centro de Veracruz y que sirvieron de base para el trabajo de Delfín-Alfonso *et al.* (2009).



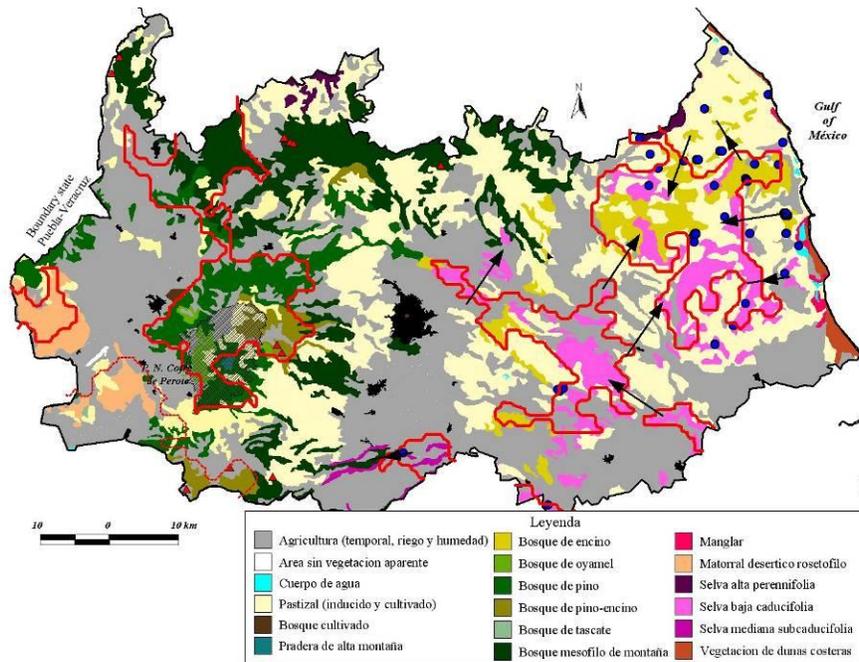
Modelo Digital de Elevación escala 1:50,000 extraído del Hydro1k del USGS.



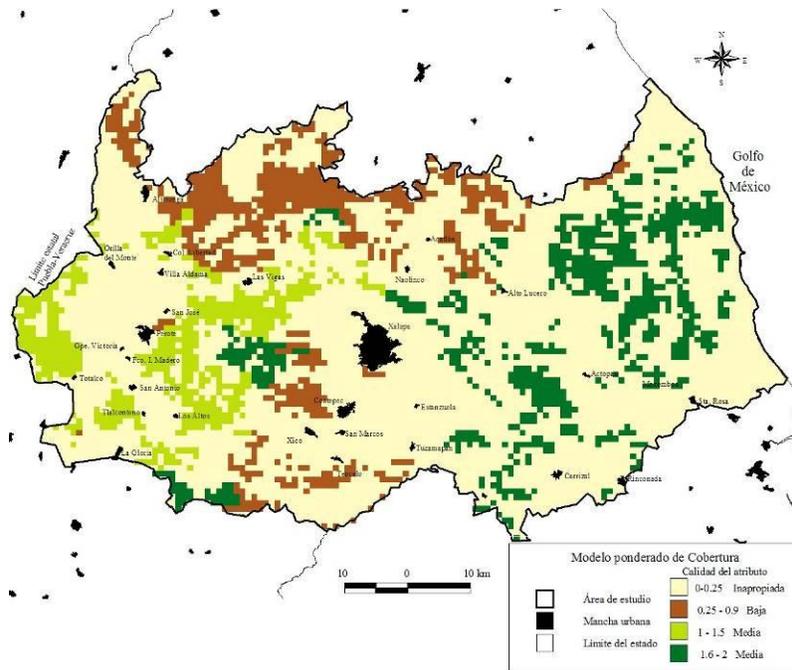
Modelo de fuentes de agua libre (escurrimientos) generado a partir del MDE, con la ayuda de los datos vectoriales de INEGI.



Modelo de orientación de las laderas generado a partir del MDE del Hydro1k del USGS



Mapa de Uso del Suelo y vegetación del Inventario Nacional Forestal Serie 2 donde se muestran los registros de venado cola blanca como medio de validación.



Modelo de cobertura generado a partir del imágenes de satélite Landsat con el apoyo del mapa de uso del suelo y vegetación.

Capítulo 14

ELABORACION DE UN PROYECTO DE MANEJO DE FAUNA SILVESTRE: UN ACERCAMIENTO A SU DISEÑO Y EVALUACIÓN

Christian Alejandro Delfín Alfonso

INTRODUCCION

La riqueza biológica de México, significa responsabilidades extraordinarias para nuestra sociedad, que deben expresarse en compromisos e iniciativas viables y efectivas para su conservación. Esta riqueza también ofrece oportunidades día con día más evidentes, tanto para el país en su conjunto, como para distintos sectores económicos, comunidades rurales, propietarios y organizaciones sociales. La documentación disponible ahora nos habla de mercados y preferencias crecientes que tienen por contenido elementos derivados del formidable entramado vital que ofrece la biodiversidad mexicana y en general del mundo (SEMARNAT 1997).

Responsabilidad y oportunidad crean una fórmula que justifica y substancia los alcances de los programas de manejo de fauna. No sólo como objetivos simultáneos, sino como pesas de una balanza lógica e inevitable, que al mantenerse en equilibrio permite opciones realistas y verdaderamente eficaces para conservar nuestro invaluable patrimonio natural (SEMARNAT 1997). Conservar la vida silvestre y la biodiversidad en general no puede ser, solo un propósito ajeno a una racionalidad practicable. No tiene sentido separar a los elementos del todo, se debe ver un proyecto de manejo desde una perspectiva de funcionalidad, donde cada parte, tiene una función como especies y ecosistemas.

La conservación de la biodiversidad y el aprovechamiento de oportunidades para el desarrollo económico, son una Ecuación esfuerzo compartido y singularmente, necesita de la participación de diversos sectores de la sociedad, e entidades gubernamentales y de los marcos normativos vigentes (Figura 1), con el firme propósito de integrar las estrategias ambientales, económicas, sociales y legales enfocadas a la vida silvestre en un solo frente para que permitieran promover una participación social amplia y crear incentivos económicos realistas para su correcto manejo (Valdez *et al.* 2006, Gallina *et al.* 2009).



Figura 1. Conjugación de los tres principales sectores involucrados en el manejo para la conservación y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre.

Las UMA's ofrecen opciones de diversificación productiva en el sector rural mediante la conservación y el manejo adecuado de los ecosistemas naturales, contribuyen al mantenimiento de servicios ambientales vitales y generan empleos e ingresos en las regiones en donde operan (SEMARNAT 1997), bajo un esquema de sustentabilidad y sus programas de manejo, se identifican como la primera iniciativa en su género en México y toman en cuenta la factibilidad y viabilidad económica, técnica y biológica de las especies a manejar. De esta manera se pretende contribuir a la disminución de las probabilidades de extinción de especies de alto significado, fomentando su recuperación al propiciar la continuidad de procesos naturales en todos los ecosistemas, con la participación más amplia de la sociedad, con una renovada

eficiencia administrativa, y con una sólida y cada vez más extensa información económica, técnica y científica.

Los programas de manejo deben contener una evaluación detallada de los atributos, funciones y valores de la vida silvestre, sus ventajas comparativas y oportunidades económicas que ofrece en diferentes circuitos de mercado asociados, por tanto, un proyecto de manejo de fauna silvestre, se concibe como un conjunto de actividades, con un inicio y fin determinados, así como con recursos necesariamente limitados por las características y ejecución del mismo, para conseguir objetivos a corto, mediano o largo plazo; objetivos que no pueden conseguirse mediante las operaciones corrientes de una organización (Ortega-Argueta *en prensa*). En este sentido, un proyecto de tal naturaleza, debe estar precedido al menos por un análisis de factibilidad técnica que demuestre su viabilidad.

Factibilidad en la evaluación de un proyecto para el manejo de fauna silvestre

En la ejecución de un proyecto de manejo de fauna silvestre, es necesario tener en consideración los costos – beneficios del mismo y poner en la balanza el cumplimiento de objetivos bajo esta perspectiva; este binomio de costos beneficio debe estar supeditado a los objetivos del manejo que se quiera propiciar; dicho esto, es necesario poner bajo la lupa al proyecto desde tres vertientes de factibilidad y viabilidad: Técnica, Económica y Biológica. Pero primero debemos tener claro el objetivo del proyecto de manejo, en este sentido, es posible identificar tres categorías de objetivos principales de entre otros muchos, estos son objetivos de conservación del acervo genético de especies y de servicios, de aprovechamiento consuntivo y de recreación.

Los programas de manejo, deben contener en su interior el desglose de la pre-factibilidad operativa del proyecto, normalmente se conocen como fases previas a la ejecución del proyecto de manejo y es la punta de lanza en la toma de decisiones, ya que el análisis de factibilidad hecho arroja resultados que sirven para decidir y definir

objetivos. Los componentes generalizados de un estudio de factibilidad contemplan la técnica, económica y en nuestro caso la biológica (Cuadro 1).

Cuadro 1. Contenido del estudio de pre-factibilidad de manejo para la conservación y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre

-
1. Descripción resumida del Proyecto de Manejo.
 2. Objetivos.
 - Manejo para el aprovechamiento sustentable
 - Manejo para conservación
 3. Características de la(s) especie(s) y su ecología y biología.
 4. Apreciación preliminar de Mercados (competencia, precios, compradores potenciales, factores de influencia, volúmenes mínimos).
 5. Estado actual del desarrollo tecnológico (idea, prototipo, funcionamiento industrial, protección intelectual). *¿Qué falta para contar con el producto comercial?*
 6. Concepto empresarial (organización de producción, comercialización, administración, sociedad)
 7. Programa de producción, proyecciones a futuro (mínimo 3 años).
 8. Inversiones, costos, ventas (mínimo 3 años).
 9. Análisis y evaluación financiera para determinar la factibilidad técnica, económica y financiera preliminar.
 10. Pasos necesarios para llegar a la operación industrial y comercial.
-

Factibilidad Técnica

La factibilidad técnica, se debe conceptualizar como un diagnóstico técnico previo a la toma de decisiones de llevar un proyecto de manejo a la práctica y debe contener las técnicas a utilizar durante la operación, incluyendo instalaciones e infraestructura, materiales y medidas de manejo y contención física de la especie a manejar hasta la organización de personal. Esta fase depende del tipo de unidad de manejo que se pretende crear, ya sea *intensivo* o *extensivo* en sus diferentes modalidades:

- UMA's
- Centros de exhibición (Circos, zoológicos, exhibiciones itinerantes)
- Centros productores de pie de cría (Criaderos de reproducción y /o repoblación)
- Bancos de germoplasma y/o Viveros
- Ranchos cinegéticos (de especies nativas y exóticas)
- Centros de investigación y otras modalidades innovadoras de manejo...

La factibilidad técnica depende directamente de los objetivos y el fin para los que se quiere establecer un proyecto de manejo de vida silvestre:

- Restauración
- Protección
- Mantenimiento
- Recuperación
- Reproducción
- Repoblación
- Reintroducción
- Investigación
- Rescate
- Resguardo
- Rehabilitación
- Exhibición
- Recreación
- Educación Ambiental

Manejo intensivo

Este tipo de manejo de la vida silvestre, se realiza particularmente en confinamiento, *ex situ*, bajo condiciones muy controladas, con mantenimiento periódico: realizado por el técnico y en muchas ocasiones por los propietarios. Las instalaciones son regularmente cerradas, con un control estricto de los

ejemplares o individuos, ya que este tipo de manejo es el que se lleva a cabo para especies exóticas o en algún estatus de riesgo (p. ej. Lobo mexicano, teporingo, tortugas, entre otros), por lo tanto, un estudio de factibilidad antes de iniciar el proyecto, sera determinante, debido principalmente a que las acciones bajo esta modalidad implica costos elevados y atención prioritaria a la biología de la especie a manejar.

Manejo extensivo o de vida libre

Bajo este esquema de manjoe, las especies, principalmente de fauna, se encuentran libres en el predio, ejido o rancho, se realiza *in situ*, donde se distribuyen naturalmente las especies, donde el intemperismo es la característica más notable. Los individuos para el caso de la fauna, se alimentan y resguardan bajo las condiciones naturales y ocasionalmente (en ciertas épocas del año) pueden realizarse prácticas de manejo como: proporcionar alimento, agua, combate de incendios, recolecta de semilla, selección de planta madre, etc. No se tiene certeza de la cantidad de ejemplares ya que esto se estima mediante técnicas de muestreo. Para conocer la relación reproducción – aprovechamiento, los responsables técnicos desarrollan estudios sobre la dinámica poblacional de las especies, sustentados técnica y científicamente. Gracias a éstos año con año, se ha obtenido una mejor información del estatus de las especies, el número de individuos, sus ciclos biológicos, hábitos alimentarios, condiciones de su hábitat y estado de salud de la población dentro de cada unidad.

Factibilidad Económica – Financiera

Principalmente es una revisión económica – financiera de los requerimientos de inversión, los flujos de efectivos, alternativas de financiamiento y rentabilidad; es de suma importancia considerar circuitos de mercado para generar estimados de inversión y de ganancias, con esto, es posible simular a futuro antes de iniciar el proyecto los costos – beneficios de la operación del proyecto. Es importante considerar en la evaluación económica, eventualidades como emergencias. La factibilidad económico – financiera, no es el producto de formulas matemáticas, es simplemente un análisis de costos – beneficios de la operación del proyecto, y va desde la valoración monetaria de ejemplares hasta de la infraestructura y costos de operación, personal, eventualidades, etc. Existe bibliografía especializada para el análisis financiero, como el manual del FIRA (Fideicomiso Instituidos en Relación con la Agricultura en el Banco de México) que sirven como apoyo para la estimar la factibilidad económica.

Factibilidad Biológica

La factibilidad biológica depende principalmente de la especie que se quiera manejar y los fines mismos del manejo. Se contempla en esta fase la biología de la especie considerando puntos importantes como los ciclos de reproducción, la distribución espacio – temporal de los individuos, y la relación de sexos entre machos y hembras, el comportamiento de la especie, entre otras cosas.

Es importante en esta fase, considerar los objetivos de aprovechamiento, como un ejemplo se recomienda que para el aprovechamiento de una especie se debe cumplir con los principios de manejo de fauna silvestre de no cosechar más del 10 % de la población mínima viable, por tanto, de la tasa de cosecha dependen los beneficios económicos y la tasa de cosecha depende de manera directa de la capacidad de reproducción de la especie a manejar dada por los tamaños de camada y la distribución en el tiempo de retorno. No obstante, si los objetivos son de reproducción para recuperación y conservación, es más importante considerar el hábitat, ya que este es determinante en el éxito reproductivo y las relaciones entre individuos.

Elaboracion de un proyecto para el manejo de fauna silvestre

Los proyectos de manejo de fauna silvestre, y en general de los recursos naturales, deben considerar en su interior puntos importantes a desarrollar dentro de su programa de actividades, en primera parte porque dependen de la toma de decisiones. Un programa de manejo de fauna silvestre debe ser corregible, flexible, explícito y considerar el componente social, debe ser dinámico; no obstante, existen otros puntos no menos importantes que deben ser atendidos con prontitud antes de la ejecución de un proyecto de manejo, tal es el caso de la evaluación del hábitat antes de la ejecución del proyecto. Sin embargo, todos los programas de manejo, independientemente de sus objetivos comparten puntos en su elaboración, como la biología misma de las especies, las estrategias de de mercado, entre otros. En la Figura 2 se puede visualizar el diagrama de flujo de actuación en la elaboración de un proyecto de manejo de vida silvestre.

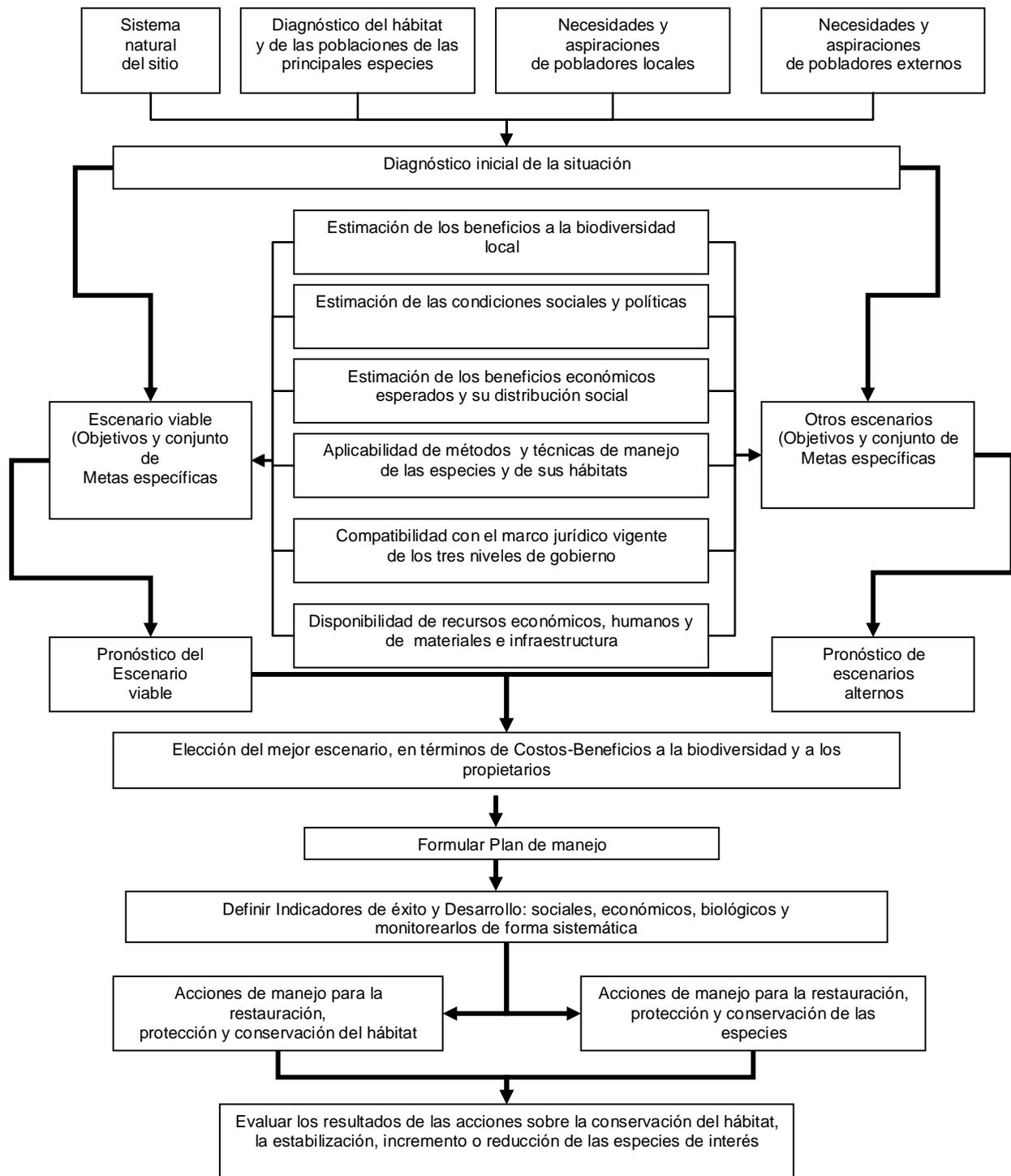


Figura 2. Diagrama de flujo para la elaboración de proyectos de manejo de vida silvestre (modificado de Sánchez y Vázquez-Domínguez 1999).

Términos de referencia para la elaboración de programas de manejo

Normalmente, en la elaboración de un proyecto de manejo, las autoridades ambientales, generan ciertos términos de referencia que deben seguir los responsables técnicos para la formulación y ejecución del mismo. Estos términos o puntos a tratar en el programa son importantes para que las autoridades cuenten con la información mínima para la evaluación y posible autorización del proyecto, no obstante, el creador del programa de manejo debe tener en consideración que fuera de las necesidades de las autoridades y dependiendo de las especies a manejar, los programas de manejo se verán modificados incluyendo información valiosa para su ejecución adecuada. En el Cuadro 2, se enlistan algunos de los puntos importantes que se deben considerar en la elaboración de un proyecto de manejo de fauna silvestre.

Cuadro 2. Puntos importantes a tratar en un proyecto de manejo de fauna silvestre.

-
- Justificación del proyecto
 - Objetivos de manejo
 - Descripción de la(s) especie(s)
 - Biología de la(s) especie(s)
 - Ciclo de reproducción
 - Crecimiento
 - Hábitat
 - Espacio físico
 - Alimentación, refugios
 - Evaluación poblacional (Censos)
 - Tasas de aprovechamiento
 - Veterinaria
 - Logística
 - Programa de contingencias
 - Instalaciones e infraestructura
 - Productos y subproductos
 - Estrategia de mercado
-

En la actualidad, la SEMARNAT, en un esfuerzo conjunto con diversas instituciones de investigación y educación superior y el sector privado, se dieron a la tarea de generar protocolos de manejo o programas tipo de manejo de fauna, adecuándolos a diferentes regiones del país, 18 son los protocolos generados y pueden ser obtenidos en el portal de la secretaria (<http://www.semarnat.gob.mx/>). Son planes de manejo que sirven como apoyo para adecuarlo a cada situación con sus respectivas

reservas. Resaltan los creados para diversas especies cinegéticas pero también para especies prioritarias como tortugas y particularmente para el teporingo (Fig. 3).

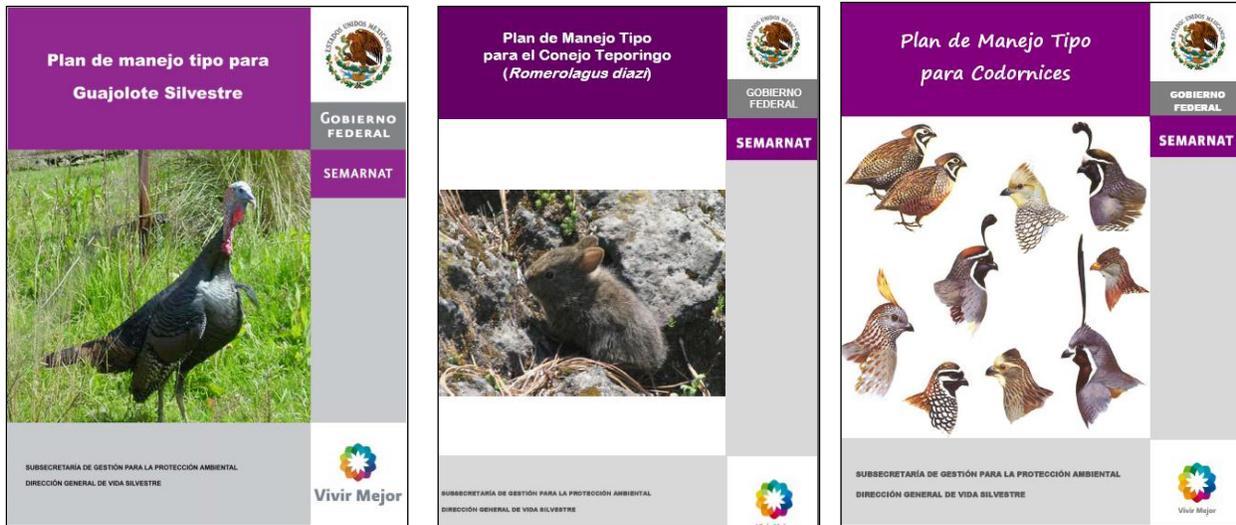


Figura 3. Planes de manejo tipo para algunas especies, principalmente cinegéticas y especies prioritarias o de uso comercial (tomado de <http://www.semarnat.gob.mx/>).

Tipos de centros para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de vida silvestre

Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA)

Con el propósito de contribuir a compatibilizar y a reforzar mutuamente la conservación de la biodiversidad con las necesidades de producción y desarrollo socioeconómico de México, en el sector rural, en 1997 se estableció el Sistema de Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (SUMA). Este sistema integra bajo un concepto común los sitios que hasta 1996 se conocían de manera dispersa como: criaderos extensivos e intensivos de fauna silvestre, zoológicos, viveros, ranchos cinegéticos y jardines botánicos, entre otros y se les denomina Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) (<http://www.semarnat.gob.mx/>, SEMARNAT 1997).

Las UMA buscan promover 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, frenando o revirtiendo los procesos de deterioro ambiental. Modifican substancialmente las prácticas de subvaloración, el uso abusivo y los modelos restrictivos tradicionalmente empleados en el país para la gestión de la vida silvestre. Intentan crear oportunidades de aprovechamiento que sean complementarias de otras actividades productivas convencionales, como la agricultura, la ganadería o la silvicultura (Cuadro 3). No sólo pretenden ser una propuesta hacia una nueva alternativa de actividades de producción sustentable, sus aspiraciones van más allá, en el sentido de lograr en los propietarios y legítimos poseedores de tierras, una nueva percepción en cuanto a los beneficios derivados de la conservación de la biodiversidad (SEMARNAT 2000).

Cuadro 3. Tipos de aprovechamiento más comunes que se pueden realizar dentro de las UMA.

EXTRACTIVOS	NO EXTRACTIVOS
<ul style="list-style-type: none"> • Cacería deportiva • Mascotas • Ornato • Alimento • Insumos para la industria y la artesanía • Exhibición • Colecta 	<ul style="list-style-type: none"> • Ecoturismo • Investigación • Educación ambiental • Fotografía • Video • Cine • Recreación visual

Las demandas de la sociedad por contar con alternativas viables de desarrollo socioeconómico en México, han sido en parte respondidas por las UMA, que han ido incrementando en tiempo y forma y bajo el esquema del SUMA, se han incorporado 10,784 UMA, que representan una extensión de 35.99 millones de hectáreas (18.32% del territorio nacional, Fig. 4), las cuales buscan promover la diversificación de actividades productivas en el sector rural, basadas en el binomio conservación – aprovechamiento de los recursos naturales, logrando así: fuentes alternativas de empleo, ingreso para las comunidades rurales, generación de divisas, valorización de los elementos que conforman la diversidad biológica y el mantenimiento de los servicios ambientales focales que prestan al lugar y a sus áreas aledañas.

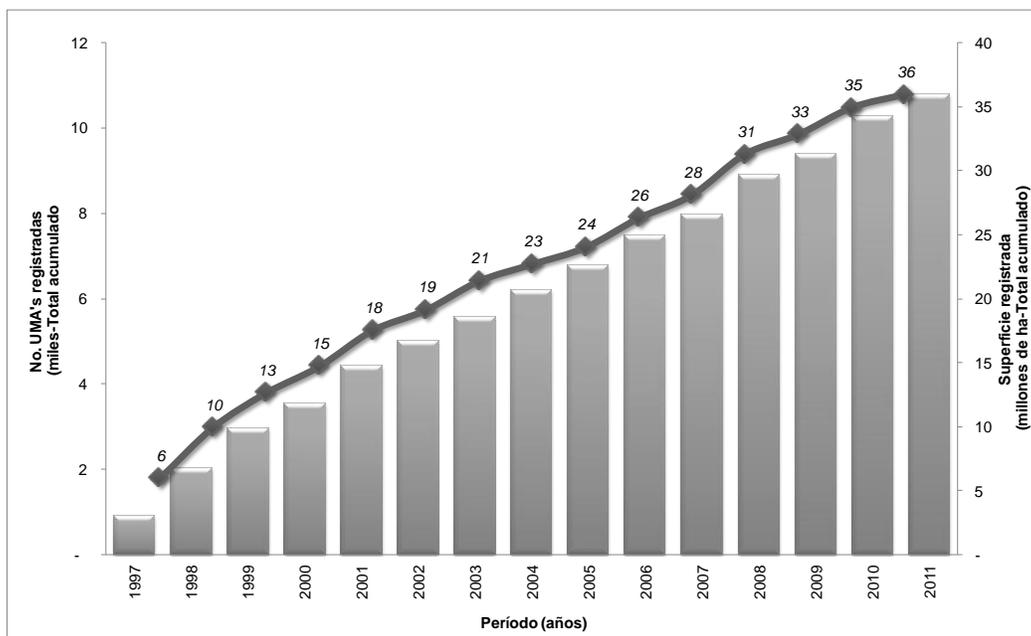


Figura 4.- Incremento en número de UMA's registrada y su superficie acumulada (Fuente: SEMARNAT 2011, <http://www.semarnat.gob.mx/>).

Las UMA pueden funcionar como centros productores de pies de cría, como bancos de germoplasma, como nuevas alternativas de conservación y reproducción de especies, en labores de investigación, educación ambiental, capacitación, así como unidades de producción de ejemplares, partes y derivados que puedan ser incorporados a los diferentes circuitos del mercado legal. Al respecto, la autoridad ambiental en materia de vida silvestre, con el paso del tiempo, ha gestionado la creación de diversas modalidades de centros de conservación y manejo de la vida silvestre, y se han obtenido resultados alentadores en materia de conservación, aprovechamiento y conservación, a continuación se describen las diferentes modalidades que históricamente se han generado.

Unidades y centros de conservación de fauna silvestre

Dentro de esta modalidad de iniciativa de conservación, podemos encontrar a los Centros de Rescate y Rehabilitación de Especies Silvestres (CERERE) que actualmente son solo seis centros, a las Unidades de Evaluación y Monitoreo de la

Biodiversidad (UEMBI) solo son siete en total y corresponden en su mayoría a áreas naturales protegidas y tres Unidades de Rescate de Especies en Riesgo (UDERER).

CERERE

En 1986 se creó el Subprograma Nacional de Inspección y Vigilancia de los Recursos Naturales de la desaparecida Subsecretaría de Ecología (SEDUE), el cual contemplaba la necesidad de establecer Centros de Acopio de Fauna Silvestre para apoyar las labores de inspección y vigilancia, dando albergue a todos aquellos especímenes decomisados. Así nació en 1988 el Subprograma Nacional de Centros de Rehabilitación de Fauna Silvestre, con el primer Centro ubicado en el Parque Ecológico "Los Coyotes", en el Distrito Federal (Cuadro 4). Con el ingreso de México a la CITES en 1991, se aceptó la recomendación de contar con Centros de Rescate y Rehabilitación de Especies Silvestres (CERERE), según Artículo VII de la propia convención; por lo cual en 1992 se establecieron con crédito del Banco Mundial y de manera coordinada con las autoridades federales, estatales y municipales mexicanas, seis centros ubicados en: Guadalajara, Jal., Emiliano Zapata, Tab., Tekax, Yuc., Los Reyes La Paz, Edo. de Méx., Padilla, Tamps. y Cd. Juárez, Chih.

Cuadro 4. Centros de rescate y rehabilitación de especies silvestres.

CERERE	Localización	Municipio y Estado	Tenencia	Superficie (has)	Área de influencia
Los Reyes, La Paz	Av. E. Zapata s/n Col. Valle de los Pinos.	Los Reyes, La Paz, Edo. de México	Federal	6	D.F., Tlaxcala, Morelos, Hidalgo, México, Puebla
Guadalajara	Calle 402 s/n Col. Santa Elena	Guadalajara, Jalisco	Estatad (comodato)	0.5	Jalisco, Querétaro, Colima, Michoacán, Nayarit, Aguascalientes, Guanajuato
Tolchic	Km. 36 Carr. Cd. Victoria–Matamoros	Padilla, Tamaulipas	Estatad (comodato)	6	Tamaulipas, San Luis Potosí, Nuevo León, Norte de Veracruz
Parqueológico	Km. 3.5 Carr. Fed. Emiliano Zapata–Tenosique	Emiliano Zapata, Tabasco	Municipal (comodato)	54	Tabasco, Sur de Veracruz, Chiapas, Oaxaca
Tekax	Km. 3.5 Carr. Tekax–Tixmeuac	San Bartolomé Tekax, Yucatán	Federal	276	Yucatán, Quintana Roo, Campeche
Chamizal	Interior del Parque "El Chamizal", Domicilio Conocido	Cd. Juárez, Chihuahua	Municipal (comodato)	0.3	Chihuahua, Durango, Coahuila, Sonora, B.C.S., B.C.

UEMBI

Adicionalmente al sistema de CERERE, se establecieron en 1983, siete Unidades de Evaluación y Monitoreo de la Biodiversidad (UEMBI, Cuadro 5) cuyos propósitos son:

1. Realización de inventarios regionales de flora y fauna silvestres y desarrollo de programas de reproducción de especies amenazadas y en riesgo.
2. Acopio y canalización de especies confiscadas en acciones de inspección y vigilancia y desarrollo de programas de educación ambiental.
3. Desarrollo de proyectos de investigación y capacitación para personal técnico.

Cuadro 5. Unidades de evaluación y monitoreo de la biodiversidad.

UEMBI	Localización	Municipio y estado	Tenencia	Superficie (ha)	Área de influencia
Balancán	Carr. Balancán–El Triunfo, Carr. Tenosique– El Triunfo	Ejido Reforma, Mpio. Balancán, Tabasco	Ejidal	0	Tabasco, Sur de Veracruz, Chiapas, Oaxaca
El Mante	A 3 km de la Carr. Cd. Valles– San Luis Potosí	Cd. Valles, S.L.P.	Ejidal	2	Zacatecas, Nuevo León, Sur de Tamaulipas, Norte de Veracruz, Querétaro
San Felipe Bacalar	Carr. 307 a 56 km de la Cd. de Chetumal	Othon Blanco Poniente, Quintana Roo	Federal	1,063	Quintana Roo, Yucatán
Sn. Cayetano	km. 60 Carr. Toluca– Valle de Bravo	Sn. José de Allende, Estado de México	Federal	453	D.F., Parte oriente de Michoacán, Morelos, Norte de Guerrero
Laguna Babícora	Colonia Libertad a 257 km. de la Cd. de Chihuahua, (km. 21 Sn. J.B.–N. Bravo)	Gómez Farías, Chihuahua	Comunal	200 (600 m ²)	Chihuahua, Durango, Sonora, Norte de Sinaloa
Acapetahua	Sobre la Carr. 200 del Tramo Tapachula–Tonalá	Acapetahua, Chiapas	Ejidal	0	Sur de Oaxaca, Sur de Veracruz y Chiapas
Hampolol	30 km. De la Cd. de Campeche. Carr. "Vía Corta" sobre km.17 de la Federal Campeche– Tenabo	Hampolol, Campeche	Ejidal	100 (2 ha.)	Campeche, Yucatán y Este de Quintana Roo

UDERER

Al igual que las UEMBI, en 1983 se establecieron 3 Unidades de Rescates de Especies en Riesgo (UDERER) con los siguientes propósitos:

- I. Reproducción, crianza y liberación de ejemplares en sus áreas de distribución natural y suministro de pies de cría para el establecimiento de unidades de producción.
- II. Desarrollo de programas de educación ambiental e investigación científica sobre técnicas de manejo.

La importancia de estas unidades radica en que se dedican, entre otras actividades, a la reproducción de las 2 especies de cocodrilos existentes en el país

(*Crocodylus moreletii* y *C. acutus*), con propósitos de repoblación y suministro de crías a cocodrilarios con fines comerciales (Cuadro 6).

Cuadro 6. Unidades de rescate de especies en riesgo.

UDERER	Localización	Municipio y Estado	Tenencia	Superficie (has)	Área de influencia
El Fénix	km. 12.5 Carr. Fed. 190 Cd. Del Carmen–Puerto Real, Isla del Carmen	Cd. del Carmen, Campeche	Federal	4 (1.4 ha.)	Campeche, Tabasco y Norte de Chiapas
San Blas	Ejido La Palma	San Blas, Nayarit	Ejidal	3 (1.4 ha.)	Nayarit, Sinaloa, Durango, Jalisco, Zacatecas
Chacahua	A 300 m. Del caserío Charco Redondo	Tututepec, Oaxaca	Ejidal	0.3 ha	Oaxaca, Guerrero

CIVS

Los Centros para la Conservación e Investigación de la Vida Silvestre (CIVS) comienzan a funcionar con la entrada en vigor de la Ley General de Vida Silvestre en Julio del 2000 bajo el resguardo del Art. 38 de dicha ley. Esta modalidad contempla dentro de sus obligaciones a actividades de difusión, capacitación, rescate, rehabilitación, evaluación, muestreo, seguimiento permanente, manejo y cualesquiera otras que contribuyan a la conservación y al desarrollo del conocimiento sobre la vida silvestre y su hábitat. A partir de la entrada en vigor del Reglamento de la Ley General de Vida Silvestre el 30 de Diciembre de 2006 se refuerza la idea de estos centros a través de los Artículos 18, 19, 20, 21 y 22. Las funciones principales son:

- Recepción, acopio, albergue y rehabilitación física, clínica y etológica de fauna silvestre.
- Desarrollo de programas de reproducción de fauna silvestre para, repoblación y pie de cría.
- Evaluación del hábitat previo a la liberación de fauna silvestre rehabilitada y el seguimiento a los ejemplares liberados.

- Desarrollo y participación en programas de capacitación para la conservación de la vida silvestre.
- Fomento a UMA's.
- Promoción y participación en el desarrollo de investigación científica para la conservación de la vida silvestre y su hábitat.

A la fecha, se han liberado diferentes especies de mamíferos, aves, reptiles e invertebrados en estos centros, destacando los estados de Jalisco, Veracruz, Hidalgo, Nayarit, Yucatán, Oaxaca, Campeche, D. F., Michoacán, Quintana Roo, Tlaxcala y Estado de México. Dentro de las especies liberadas se encuentran Cocodrilo de Río (*Crocodylus acutus*), Iguana verde (*Iguana iguana*), Coyote (*Canis latrans*), Zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*), Lince (*Linx rufus*), Tortuga jicotea (*Trachemys scripta venusta*), Aguililla cola roja (*Buteo jamaicensis*), Aguililla de Harris (*Parabuteo unicinctus*) entre otras (<http://www.semarnat.gob.mx>). Otra acción llevada a cabo con éxito por estos centros, es la canalización de individuos de fauna silvestre a diversas UMA's como pío de cría y resaltan especies como Venado Cola Blanca (*Odocoileus virginianus*), Pecarí de Collar (*Pecari tajacu*), Mono Araña (*Ateles geoffroyi*), Cocodrilo de Río (*Crocodylus acutus*) y Cocodrilo de Pantano (*C. moreletii*) entre otras.

Actualmente existen solo seis CIVS operados directamente por la Dirección General de Vida Silvestre (Cuadro 7):

Cuadro 7. Centros de Investigación de vida silvestre.

CIVS	Localización	Municipio y Estado	Superficie (ha)
David Montes Cuevas	Poblado de Chacahua	San Pedro Tututepec, Oaxaca	2 965 m ² (60 m ² oficinas)
San Cayetano	km 60 sobre la carretera Toluca-Valle de Bravo	San José de Allende, Estado de México.	536 ha., 422 son bosque de pino encino y el resto es pastizal.
Los Reyes	Calle Circuito Emiliano Zapata Norte esq. Con Circuito Emiliano Zapata Sur, Col. El Pino	Los Reyes la Paz, Estado de México.	3.8 ha con un área construida de aprox. 660 m ² .
San Felipe Bacalar	Km. 27+ 500 carretera Federal 307 tramo Bacalar- Felipe Carrillo Puerto	Othon P. Blanco, Quintana Roo	Asentado en terrenos federales, donación por parte del ejido San Felipe Bacalar.
Guadalajara	Calle Monte Colli No. 406 esquina con Normalistas, Col. Santa Elena Estadio	Guadalajara, Jalisco	750 m ² en los dos terrenos, que estan destinados principalmente al area de encierros y otra más para oficinas, encierros ubicado en el Bosque "El Centinela".
San Bartolomé Tekax	Km. 3.5 de la Carretera Tekax-Tixmehuac	Tekax, Yucatán	276 ha, 9 ha para albergar animales en semicautiverio, 2 ha de jardines y frutales y 2 ha más del vivero forestal. El resto conserva una vegetación silvestre de más de 30 años de antigüedad.

Evaluación de un proyecto para el manejo de fauna silvestre

La evolución de un proyecto de manejo de fauna silvestre, básicamente se debe concentrar en el cumplimiento de los objetivos y las metas, además de los beneficios económicos y los obtenidos para la fauna silvestre. En este sentido, se hace evidente la necesidad de definir indicadores de desarrollo, de éxito y de monitoreo en el manejo de fauna silvestre. No existe una receta de indicadores para las especies que tienen interés en un manejo para su aprovechamiento, no obstante, es deber del responsable técnico o de los involucrados en el proyecto de definir los indicadores de éxito y desarrollo. Uno de estos indicadores puede ser la tasa de retorno del capital invertido o la tasa de reproducción de las especies a manejar, los números de nacimientos, entre otros. La importancia del mensaje que transmite un indicador está limitada por la calidad de los datos que lo sustentan, por lo que es necesario establecer criterios para asegurar que la información base tenga la confiabilidad requerida. Los criterios para la selección de indicadores varían de acuerdo a la institución o propósitos. La OCDE, en particular, establece los lineamientos presentados en el Cuadro 8 (Bakkes *et al.* 1994).

Cuadro 8. Criterios para la selección de indicadores.

Un indicador debe:

- Proporcionar una visión de las condiciones ambientales, presiones ambientales y respuestas.
- Ser sencillo y fácil de interpretar y capaz de mostrar las tendencias a través del tiempo.
- Responder a cambios en el ambiente y las actividades humanas.
- Proporcionar una base para las comparaciones internacionales.
- Aplicable a escala Nacional o Regional, según sea el caso.
- Debe existir un valor con el cual puede ser comparado.

Criterios técnicos

- Debe estar teórica y científicamente bien fundamentado.
- Debe basarse en consensos internacionales.
- Debe ser capaz de relacionarse con modelo económico, de pronóstico.

Los datos necesarios para evaluar los indicadores se caracterizan porque:

- Deben estar disponible con una "razonable" relación costo/beneficio.
- Deben estar bien documentados y se debe conocer su calidad.
- Deben ser actualizados a intervalos regulares.

Cada proyecto de manejo de fauna debe definir, bajo los criterios de Bakkes *et al.* (1994) sus propios indicadores, con el fin de poder evaluar la efectividad en el

manejo, los beneficios para la biodiversidad y los beneficios económicos, en el Cuadro 9, se muestran algunos ejemplos de indicadores que pueden ser utilizados para la evaluación de los proyectos de manejo de fauna silvestre.

Cuadro 9. Algunos indicadores de evaluación.

Definición
1. Número de nacimientos
2. Número de individuos que se reclutan a la siguiente clase de edad
3. Tasa de retorno del capital invertido
4. Número de clientes
5. Densidad poblacional
6. Número de UMAS
7. Superficie incorporada a conservación
8. Especímenes cosechados
9. Número de muertes naturales

Estrategias de mercado sustentable para el manejo de fauna silvestre con fines económicos

Las estrategias de mercado para la incorporación de productos y subproductos de fauna silvestre, se encuentra condicionado a los circuitos de oferta y demanda, por tanto la estrategia de mercadeo debe considerar los niveles de oferta y las demandas en cuanto a la calidad de los productos, y estos dependen en principio del objetivo del proyecto de manejo y las actividades que se desarrollan en el proyecto (INESEMARNAP 2000). En este sentido, resulta fácil, distinguir las actividades actuales ligadas a la vida silvestre del país que cuentan con mercados establecidos formalmente o que participan en mercados segmentados y precarios, pueden señalarse las siguientes:

- Actividades cinegéticas
- Mascotas
- Aprovechamiento de aves canoras y de ornato
- Actividades industriales diversas
- Ecoturismo
- Zoológicos, jardines botánicos y museos naturales
- Comercio exterior de vida silvestre
- Criaderos extensivos e intensivos
- Producción forestal no maderable

- Vivero
- Prospección farmacoquímica aplicada

A partir de aquí, pueden identificarse tres circuitos básicos (Cuadro 10) que eslabonan a estos demandantes y oferentes, en donde, en unos casos, el sistema de precios no siempre aparece como el principal organizador de los mercados, y en otros, en donde precisamente a partir de los precios se configuran los planes de consumo y producción que en conjunto forman las estrategias de mercadeo (INE-SEMARNAP 1999 y 2000):

Circuito 1: actividades cinegéticas, mascotas y aprovechamiento de especies de flora y fauna silvestre como factores de demanda que impulsan la oferta de especies de fauna silvestre en general, y en particular, el desarrollo de los criaderos extensivos.

Circuito 2: actividades industriales diversas como factores de demanda que impulsan actividades ligadas a criaderos intensivos, producción forestal no maderable, prospección farmacoquímica aplicada, viveros y el comercio exterior de vida silvestre.

Circuito 3: ecoturismo y las actividades del excursionismo de vida silvestre como factores de demanda que impulsan la organización de servicios ecoturísticos en áreas naturales protegidas, criaderos extensivos, zoológicos, jardines botánicos, museos naturales y viveros.

Cuadro 10. Comportamiento de los circuitos económicos existentes o potenciales.

Impulsos de Demanda	Cantidades y Precios	Impulsos de Oferta
Actividades cinegéticas, mascotas y aprovechamiento de aves canoras y de ornato	↑	Criaderos extensivos y vida silvestre en general
Actividades industriales diversas	↑	Criaderos intensivos, viveros, productos forestales no maderables, prospección farmacológica aplicada y comercio exterior de vida silvestre
Ecoturismo	↑	Áreas Naturales Protegidas, unidades de producción, criaderos extensivos, zoológicos, jardines botánicos, museos naturales y viveros
Actividades industriales diversas, criaderos extensivos e intensivos, zoológicos, jardines botánicos, museos naturales y viveros	↑	Importación de vida silvestre
Exportación de vida silvestre	↔	Diversas fuentes de demanda internacional

↑ = sólo ilustra los crecientes impulsos de demanda y oferta existentes en el país y el potencial económico de los mismos.

Atributos, funciones y valores de la vida silvestre

De acuerdo con sus atributos naturales y con sus funciones ecológicas y sociales, se identifican algunos valores de la vida silvestre, que deben ser considerados en toda su gama al momento de realizar algún proyecto de manejo de especies (tomado de INE-SEMARNAP 1999 y 2000):

- Valor de uso directo
- Valor de uso indirecto
- Valor de opción
- Valor intrínseco
- Valor económico total

El valor de uso directo. La cacería, captura de aves canoras y de ornato y de especies acuáticas, explotación forestal maderable y la recolección de productos forestales no

maderables, la utilización de leña como fuente de energía, las industrias demandantes de materias primas e insumos naturales y el comercio exterior de diferentes especies de flora y fauna, son algunas de las actividades típicas que ilustran el consumo directo o aprovechamiento de diversos recursos y productos de la vida silvestre. Son usos directos y consuntivos que ofrecen distintos (alimentos, productos de peletería y calzado, insumos industriales diversos, entre muchos otros). Es decir, se trata de actividades que aluden a la parte del valor económico de la vida silvestre que se deriva del uso directo que tradicionalmente se ha hecho de la misma. El valor de uso directo no consuntivo de la vida silvestre alude a actividades de apreciación sin remover o afectar el entorno ni sus funciones, destacan la observación directa de la vida silvestre (aves, peces y arrecifes de coral, ballenas, lobos marinos y delfines, otros animales y plantas de ecosistemas tropicales, templados o semiáridos), filmaciones, fotografías o relatos, en ambos casos se trata de usos no consuntivos estrechamente ligados a actividades tales como el excursionismo, el buceo y el ecoturismo.

El valor de uso indirecto. El valor de uso indirecto de la vida silvestre se refiere a los servicios ambientales y funcionales que albergan los ecosistemas en conjunto con las especies y destacan el hábitat de especies de flora y fauna, captura de carbono, recarga de acuíferos, entre otros (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Como todos sabemos, el libre acceso a estos bienes y servicios ambientales explica su vulnerabilidad y la necesidad de identificar cuáles son los procesos económicos y sociales que los ponen en riesgo.

El valor de opción. El valor de opción radica en el número de usuarios de la vida silvestre, particularmente en la racionalidad y conveniencia de conservar los atributos y funciones de la misma para aprovecharlos en el futuro, aunque éstos no estén muy claramente descritos hoy o incluso aunque sean hipotéticos. La pérdida de la biodiversidad representa la pérdida irreparable de todos los valores directos o indirectos, consuntivos o no consuntivos, es decir, significa no contar con diferentes alternativas u opciones de uso de la vida silvestre en el futuro debido a su destrucción

presente. El ejemplo característico es el uso potencial de la información contenida en los acervos y bancos genético o de germoplasma en bosques y selvas aun no descubiertos. Por tanto, el valor de opción, es importante.

El valor intrínseco. El valor que se atribuye por parte de la satisfacción de la sociedad de saber de la existencia de determinadas especies. Satisfacción por la cual, se está dispuesto a colaborar en la creación de fondos y en el financiamiento de programas de conservación y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre. Esto informa que asociado al conjunto de atributos y funciones de la vida silvestre, su existencia misma, unida con algunas consideraciones de carácter ético, hace nacer la voluntad de colaborar por la conservación de las especies, explicando con ello, su valor intrínseco o de existencia.

El valor económico total. El valor económico total de la vida silvestre del país, enmarcado en la pretensión de su conservación y su aprovechamiento sustentable, necesariamente tiene que incluir, además de los costos de oportunidad presentes e inter temporales relacionados con los usos directos de la misma (tanto consuntivos como no consuntivos en diferentes espacios y tiempos), los valores de uso indirecto vinculados a la corriente de bienes y servicios ambientales que la vida silvestre ofrece, así como el valor de opción y el valor intrínseco de la misma. Por lo tanto, siendo básicamente la sumatoria de los valores de uso directo, indirecto, de opción e intrínseco, es necesario considerar que algunos usos particulares de los ya referidos pueden ser no aditivos o excluyentes, casos de los que es conveniente estar advertidos.

Problemas y oportunidades de la economía de la vida silvestre

Para dimensionar con objetividad las oportunidades presentes y futuras del aprovechamiento sustentable de la vida silvestre del país, además de considerar sus atributos, funciones y valores, así como sus ventajas comparativas dinámicas, conviene tomar en cuenta algunos de sus principales problemas, los cuales tienen mucho que ver con *fallas institucionales y de mercado*.

Allí donde existen mercados relativamente consolidados de vida silvestre, éstos funcionan frecuentemente sin explicitar los costos ambientales de las diferentes actividades y formas de utilización de sus recursos; dando como resultado asignaciones ineficientes de los factores productivos, en donde prácticamente nadie recibe señales en favor de la conservación ni de la utilización racional de la vida silvestre, señales que podrían modificar tales combinaciones factoriales subóptimas. También se dan casos en donde existen mercados exclusivamente locales, estacionales, precarios y siempre marginales a escala nacional, o bien en donde la utilización de la vida silvestre se corresponde con prácticas furtivas e ilegales que, lejos de fomentar un aprovechamiento sustentable de sus recursos, presionan reiteradamente hacia su agotamiento o deterioro (INE-SEMARNAP 2000). La inexistencia o debilidad de los mercados de vida silvestre distorsionan los impulsos existentes de demanda y oferta, dificultando su adecuada conexión y posible equilibrio.

Las principales causas de pérdida de biodiversidad en el país que pueden interpretarse precisamente como fallas institucionales y de mercado son las siguientes (tomado de CONABIO 1998, Millennium Ecosystem Assessment 2005):

- *Sobreexplotación* (tasas de explotación superiores a las tasas de reproducción y regeneración natural de las especies y ecosistemas).
- *Conversión del uso del suelo* (ganaderización de terrenos forestales; proliferación de monocultivos y agricultura itinerante; urbanización de terrenos costeros y forestales;

granjas camaronícolas por manglares y humedales; conversión de hábitat de flora y fauna silvestre a otros usos).

- *INTRODUCCION de especies exóticas* (p. ej., eucaliptos y plagas).
- *Homogeneización de especies* (monocultivos, plantaciones, hibridaciones).
- *Pobreza, concentración del ingreso y presiones demográficas sobre los recursos naturales* (pobreza rural en un entorno de alta riqueza biológica).
- *Presiones de ciertas actividades industriales en busca de insumos* (pieles, sustancias, materiales).
- *Contaminación de ecosistemas y de hábitat de vida silvestre por emisiones, descargas y residuos industriales y urbanos.*
- *Presiones del comercio internacional* (maderas preciosas, animales amenazados, aves tropicales, ciertas pesquerías, corales, aceites de mamíferos marinos, entre muchos otros).
- *Limitaciones en los sistemas educativos para la formación profesional de especialistas en administración y manejo de vida silvestre.*
- *Tráfico ilegal incontrolado para mercado local y exterior.*
- *Ausencia de una evaluación económica y de un registro contable de la vida silvestre* (no se consideran los atributos, funciones y valores de la vida silvestre, no se contabilizan los bienes y servicios que la misma ofrece ni los impactos ambientales directos e indirectos que ésta recibe).

Si bien las fallas institucionales y de mercado relacionadas con la utilización de los recursos de vida silvestre son muy graves, las oportunidades enfatizan la posibilidad de resolver gradualmente esos problemas mediante la identificación de los *circuitos de demanda y oferta de recursos y productos de vida silvestre existentes y potenciales*. La resolución de los problemas ya señalados y la consolidación y fortalecimiento de los mercados de vida silvestre que internalicen los costos ambientales correspondientes, deben ser metas ligadas a la conservación ecológica y la diversificación productiva del sector rural.

BIBLIOGRAFIA

- Bakkes, J.A., G.J. van der Born, J.C. Helder, R.J. Swart, C.W. Hope y J.D.E. Parker, 1994. An overview of environmental indicators: state of the art and perspectives. UNEP/ RIVM.
- Conabio, 1998. La diversidad biológica de México: Estudio de País, 1998. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Gallina, S., A. Hernández-Huerta, C. Delfín-Alfonso y A. González-Gallina. 2009. "Unidades para la Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre en México (UMA): Retos para su correcto funcionamiento". Revista Investigación Ambiental. Ciencia y Política Pública 1(2): 143-152. (Online <http://www.revista.ine.gob.mx/>).
- INE-SEMARNAP. 1999. Economics of biodiversity. Compilation of the International Seminar on La Paz, BCS., S. Avila Foucat, S. Colín Castillo & C. Muñoz Villarreal (compilers). SEMARNAP- CONABIO- USAID- DFID. 226 pp.
- INE-SEMARNAP.2000.Estrategia Nacional para la Vida Silvestre. Logros y retos para el desarrollo sustentable 1995-2000. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP)-Instituto Nacional de Ecología (INE). 213 pag.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington, D. C.
- SEMARNAT. 1997. Programa de Conservación de la Vida Silvestre y Diversificación Productiva en el Sector Rural 1997–2000.
- SEMARNAT. 2011. Estadísticas Generales de Vida Silvestre. Subsecretaría de Planeación y Protección Ambiental-Dirección General de Vida Silvestre/SEMARNAT (SGPA-DGVS), consulta al 13 de Octubre del 2011, On line: <http://www.semarnat.gob.mx/temas/gestionambiental/vidasilvestre/>).
- Valdez, R., J. G. Guzmán-Aranda, F. J. Abarca, L. A. Tarango-Arámbula y F. Clemente-Sánchez. 2006. Wildlife Conservation and Management in Mexico. Wildlife Society Bulletin 34(2): 270-282.