

GUÍAS PARA EL MANEJO DEL BERRENDO

PRINCIPIOS Y PRÁCTICAS BIOLÓGICAS Y DE MANEJO
DISEÑADAS PARA SOSTENER LAS POBLACIONES DEL
BERRENDO DESDE CANADÁ HASTA MÉXICO.



COMPILADO POR:

**R. E. AUTENRIETH, D. E. BROWN, J. CANGINO, R. M. LEE, R. A. OCKENFELS,
B. W. O'GARA, T. M. POJAR Y J. D. YOAKUM.**

**TRADUCCIÓN Y ADAPTACIÓN:
JORGE CANGINO**



GUÍAS PARA EL MANEJO DEL BERRENDO

PRINCIPIOS Y PRÁCTICAS BIOLÓGICAS Y DE MANEJO
DISEÑADAS PARA SOSTENER LAS POBLACIONES DEL
BERRENDO DESDE CANADÁ HASTA MÉXICO.



COMPILADO POR:

R. E. AUTENRIETH, D. E. BROWN, J. CANCINO, R. M. LEE, R. A. OCKENFELS,
B. W. O'GARA, T. M. POJAR Y J. D. YOAKUM.

PUBLICADO EN MAYO DE 2006, EN INGLÉS, POR:
EL TALLER SOBRE BERRENDOS
Y EL DEPARTAMENTO DE CAZA Y PESCA DE DAKOTA DEL NORTE,
BISMARCK, DAKOTA DEL NORTE

TRADUCCIÓN Y ADAPTACIÓN:
JORGE CANCINO

PUBLICADO EN ESPAÑOL POR:
CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS DEL NOROESTE, S. C.
CON APOYO DE:
DELEGACIÓN FEDERAL DE LA SEMARNAT EN ZACATECAS
COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS
DIRECCIÓN GENERAL DE ZOOLOGICOS Y VIDA SILVESTRE DE LA CIUDAD DE MÉXICO
PARQUE ZOOLOGICO DE LEÓN
THE NATURE CONSERVANCY



Segmento de una pintura rupestre en la que se observa a un berrendo frente a un hombre. Reproducción autorizada por el Instituto Nacional de Antropología e Historia con el oficio CINAHBCS-8103-D-367/09.

Publicación de difusión del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. Su contenido es responsabilidad exclusiva del traductor.

RECONOCIMIENTOS

En el documento original, en adición a los compiladores, se enlistan las siguientes personas ya que su contribución material hizo posible su publicación: **Jeff Ableggen, Amber Alexander, Steve Amstrup, Elaine Anthonise, Morley Barrett, Don Beale, Elaine J. Brown, Ramón Castellanos, Laura Colton, Buck Compton, Charles Eustace, Edson Fichter, Terry Funk, Bill Glasgow, Harry Harju, Jack Herring, Robb Hitchcock, Fred Lindzey, David Lockman, Eric Loft, Daryl Lutz, Bob McCarty, Jim McKenzie, Karl Menzel, Bruce Morrison, Duane Pyrah, Felipe Ramírez, Phil Riddle, Victor Sánchez, Sam Scott, Bob Sherwood, David Simpson, Miran Smith, Robert Streeter, Ed Struzik, Elroy Taylor, Ted Terrell, George Tsukamoto, Lee Upham, Bob Watts, Margaret Wild, Mitch Willis, Roger Wilson, Charles Winkler, Walt Van Dyke, and Scott Zalaznik.** Diseño de **Elaine I. Anthonise.**

Adicionalmente, para que la presente traducción/adaptación se pudiera realizar Gabriela Anaya, Ivonne Cassaigne, Héctor Gómez da Silva, Diego Johnson, Larry Miller, Adrián Munguía y Jim D. Yoakum apoyaron e hicieron importantes contribuciones. Ilustración de portada: Juan Jesús Lucero. Elaboración de mapa: Oscar Armendariz. Gerardo Hernández estuvo a cargo de la maquetación y la edición final del documento. La lectura final de Elizabeth Villegas mejoro en mucho esta publicación

Acerca de los Talleres Bienales sobre Berrendos

Los “Talleres sobre Berrendos” empezaron en 1965 como los “Talleres Estatales sobre Berrendos” y actualmente se realizan cada dos años, en años par. Los asistentes representan a las agencias de vida silvestre de los estados del oeste de Estados Unidos y las provincias de Canadá, las agencias federales de vida silvestre y de manejo de la tierra, universidades y colegios, consultores y conservacionistas de Canadá, México y Estados Unidos. Las metas de los Talleres son intercambiar información e impulsar la perpetuación de los hatos silvestres de berrendo.

Las reuniones se llevan a cabo en diferentes localidades para presentar datos científicos y técnicos y para realizar viajes de campo. Esta información se recopila en la memoria del evento que da el “estado del arte” del conocimiento sobre el berrendo y su hábitat. Adicionalmente, el Taller publica periódicamente la “Guías para el Manejo del Berrendo” dando un compendio de prácticas y técnicas que se sugieren para manejar al berrendo y su hábitat.

Las citas, tanto para el documento original como para esta traducción, respectivamente, se recomienda hacerlas como sigue:

Autenrieth, R. E., D. E. Brown, J. Cancino, R. M. Lee, R. A. Ockenfels, B. W. O’Gara, T. M. Pojar, and J. D. Yoakum. Compilers. 2006. Pronghorn management guides. 4th edition. Pronghorn Workshop and North Dakota Game and Fish Department. Bismarck, North Dakota, USA.

Cancino, J. (trad.). 2009. Guías para el manejo del berrendo. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., La Paz, Baja California Sur, México.

El documento original en inglés está disponible en esta liga:

<http://gf.nd.gov/multimedia/pubs/prong-mgmt-guide-pdf-ndx.html>

Versión en español: <http://www.cibnor.mx/eplant1.php?pagID=biblioteca/bibpubs6a>

TABLA DE CONTENIDO

PRESENTACIÓN	1
PRÓLOGO	3
PREFACIO	7
I INTRODUCCIÓN. Hábitat e historia natural del berrendo	9
Requerimientos de hábitat	9
Fisiografía	9
Topografía y Elevación	10
Barreras naturales	10
Limitaciones climáticas	12
Precipitación y agua	12
Nieve	15
Vegetación	17
Composición y estructura vegetal	17
Diversidad vegetal	18
Historia natural	19
Conducta	19
Movimientos	19
Reproducción	19
Selección de la dieta	20
Parásitos y enfermedades	22
Longevidad	23
Mortalidad de crías	24
II RECOMENDACIONES DE MANEJO	26
Evaluación de la población	26
Conteos para tamaño y composición de la población	26
Estimando el tamaño de la población	27
Evaluación de la proporción crías por hembra	30
Evaluación de la proporción machos por hembra	31
Manejo del aprovechamiento	32
Consideraciones del hábitat	33
Proporción de machos a hembras	34
Calendarización de las estaciones	34
Duración de las estaciones	35
Armas legales	36
Animales legales y límites de los permisos	36
Aprovechamiento en tierras públicas <i>versus</i> propiedad privada	37
Estableciendo el número de permisos	39
Estimación del aprovechamiento.....	40
Modelando la población y las estimaciones	43
Estimación de la población de berrendo	44

Manejo estético	45
Captura y traslocación	45
Captura de berrendos	45
Trampas de corral	45
Manejo y carga	50
Línea de redes para enredo	53
Trampa de trébol	53
La red de cañón	53
Red de cercado	54
Red de pistola	55
Captura de crías	56
Contención química	58
Fármacos tranquilizantes	59
Miopatía de la captura	60
Marcado	62
Traslocaciones	66
Determinación de lo adecuado del hábitat	67
Guía de factibilidad	67
Criterios de adaptabilidad del hábitat	70
Cuidados y manejo en cautiverio	72
Control de depredadores	75
Recomendaciones	78
Protección contra el hostigamiento	79
Alimentación suplementaria	79
Manejo del hábitat	80
Evaluando lo adecuado del hábitat	80
Manteniendo la calidad del hábitat	82
Mejorando los hábitats de baja calidad	84
Desarrollo de aguajes	84
Calidad del agua	85
Estudios de hábitos de alimentación	86
Observaciones directas vs. indirectas	87
Contenido ruminal	88
Análisis de heces	88
Ensayos misceláneos	89
Determinando los hábitos de alimentación	89
Colección de plantas y composición del forraje	90
Factores ecológicos	90
Análisis de laboratorio	90
Compilación de datos y evaluación	90
Ubicación de laboratorios	91
Manejo del fuego	91
Fuegos naturales	92
Fuegos prescritos	93

Competencia y conflictos	94
Competencia con el ganado	94
Ganado en general	94
Bovinos	95
Borrego doméstico	95
Caballos (domésticos y ferales)	96
Otros ungulados	96
Manipulación de la vegetación	97
Control de arbustos	97
Siembra artificial	98
Sistemas de pastoreo	100
Equivalencias animales	101
Cercos	101
Requerimientos biológicos del berrendo e historia	101
Investigación y litigación	104
Cercos en las carreteras	106
Cercos para el berrendo	106
Cercos para controlar al ganado	109
Desmontaje de cercos	110
Cercos “tipo lobo” o “anti-coyote”	112
Cercos para fijar abajo	112
Cercos ajustables	112
Cercos de postes	112
Cercos eléctricos y otros anti-berrendo	113
Pasos para los berrendos	118
Recomendaciones para cercar en el hábitat del berrendo	118
Desarrollos industriales	120
Panorámica	123
Tiempo de conducción	123
Comités Directivos	123
Metas	123
Evaluación previa al desarrollo	123
Seguimiento	124
Mejoramiento	124
Reclamación	125
Objetivos posteriores al desarrollo	125
Daños a cultivos	125
Planes de manejo del berrendo	128
III REFERENCIAS CITADAS	131
IV GLOSARIO	161
V ORGANIZACIONES RELACIONADAS CON LOS BERRENDOS	165

PRESENTACIÓN

Partiendo de que este trabajo no es estrictamente una traducción del documento base en inglés, se consideró conveniente hacer esta presentación. El origen de la idea de “traducir” las **Guías para el Manejo del Berrendo** me surgió en el Desierto de Vizcaíno, en donde se trabaja con la población de esta especie que ahí habita, el berrendo peninsular. Allá, la mayoría de los técnicos de campo no leen inglés, sin embargo, por sus condiciones de trabajo, eventualmente tienen tiempo e interés por leer, entre otras cosas, tanto información general como experiencias con los berrendos de otros lugares. Después, esta misma idea de la traducción se reforzó en Chihuahua cuando se realizó un taller sobre el berrendo mexicano al que asistieron algunos ejidatarios y rancheros que demostraban parte de su certero conocimiento empírico, pero que no siempre correspondía a la realidad.

Las Guías son un producto de los “Talleres sobre Berrendos”¹. En 1998, en el 18vo taller, en la “Reunión de acuerdos”, se propuso su traducción al español y se aprobó sin discusión. En consecuencia, el documento base fue la versión que se distribuyó ese año; esa primera versión en español se distribuyó sólo en formato electrónico. El presente documento corresponde a su más reciente edición, la de 2006, para su distribución más amplia.

Es de resaltar que, a pesar de que muchas de las prácticas que se describen aquí aún no se pueden aplicar en México, la idea de difundirlas en español tiene al menos dos propósitos: uno, que se conozca la otra situación, la de la abundancia de este recurso natural, con sus necesidades, problemas y posibles soluciones; y dos (dado el creciente interés por la especie que se ha detectado en la pasada década) la esperanza de que en el futuro se puedan aplicar adecuadamente.

Este documento no es una traducción literal del original porque se insertaron algunas notas (que la convierten más en una “adaptación”), y porque también se le agregaron un par de secciones: el mapa que sigue a esta presentación y un glosario. En general, se respetó la estructura original de las Guías salvo dos aclaraciones: una, en algunos apartados (como en los que se refieren a la nieve, la cacería, los cercos, etc.) se insertaron comentarios particulares dado que la situación que se encuentra en México es diferente; y dos, el apartado de “mortalidad de crías” se movió de lugar ya que está mal ubicado en el original.

Con el fin de facilitar la lectura se tradujo el nombre de las diversas dependencias relacionadas con la administración y el manejo de los recursos naturales, los nombres de las leyes, de los parques, de otras áreas protegidas y las regiones geográficas; la conjunción copulativa (y) de las citas bibliográficas (en el texto); las unidades de medida siempre están en el sistema métrico decimal (y no se dan las equivalencias al sistema inglés, como están en el original). También se hicieron “adaptaciones” cuando se hacen referencias a los estados de Estados Unidos y a las provincias de Canadá. En cuanto a la sección de referencias bibliográficas, por un lado, el listado

¹ Ver “Taller” en el glosario

PRÓLOGO

Los participantes del “Taller sobre Berrendos” de 1976 identificaron una serie de problemas que afectaban el bienestar del berrendo (*Antilocapra americana*). En respuesta, se formaron varios comités para preparar las guías para identificar los factores debilitantes y sugerir los procedimientos y las técnicas de manejo para rectificar estos problemas y beneficiar al berrendo. Estas recomendaciones fueron compiladas en las Guías para el manejo del berrendo (Autenrieth 1978) y publicadas como parte de las Memorias del 8vo. “Taller sobre Berrendos”. El objetivo de esta publicación fue el de proveer a los manejadores de berrendo la mejor información disponible para manejar y perpetuar al berrendo y sus hábitats. Si bien estas Guías incorporaron muchos de los métodos de manejo sugeridos e identificados por Griffith (1962) para la Conferencia Interestatal sobre Berrendos, se hizo el intento de hacer las Guías aplicables para los hábitats de berrendos desde Canadá hasta México. Desde el principio se reconoció la necesidad de revisar e incorporar la información nueva.

El primer suplemento para las Guías, Captura y traslocación (McKenzie 1984) fue impreso y distribuido por el Departamento de Parques y Vida Silvestre de Texas, y también se publicó como parte de las Memorias del 11vo. “Taller sobre Berrendos”.

En el 13vo. “Taller sobre Berrendos” que se llevó a cabo en Oregon (1988), los participantes sugirieron que esa sección sobre técnicas de captura y traslocación fuera ampliada, especialmente en la evaluación de lo adecuado de los sitios para las traslocaciones. O’Gara y Yoakum (1990) respondieron a este requerimiento con los Métodos adicionales para la captura y criterios de adecuación del hábitat para las traslocaciones de berrendos, publicados en las Memorias del 14vo. Taller. Esta publicación contenía información sobre los métodos de captura menos usados así como una búsqueda de la literatura sobre metodologías para evaluar las traslocaciones y los sitios de reubicación. Después, O’Gara y Yoakum (1992) produjeron la segunda edición de las Guías, que consolidó varios suplementos de manejo, junto con la actualización y adición de los nuevos hallazgos tanto biológicos como del hábitat.

En el 17vo. Taller, en California, otra vez se decidió actualizar las Guías, particularmente la sección sobre evaluación y modificación del hábitat. Algunas partes de la segunda edición, junto con otra información nueva, fueron publicadas en la tercera edición (Lee y col. 1998). Esta publicación, la previa a ésta en la serie, contenía aún más información junto con las varias revisiones y modificaciones para hacer las Guías más completas y fáciles de entender. Esta guía de campo es similar en que incluye nuevas técnicas, remueve redundancias y enfoca problemas no considerados hasta el momento.

Las guías de manejo para cualquier especie, por naturaleza, deben ser generales. Su valor se encuentra en la discusión de los requerimientos básicos y de los problemas que se enfrentan en el manejo de la especie. Por lo tanto, el propósito de las Guías para el Manejo del Berrendo es complementar nuestro conocimiento colectivo del berrendo, mientras que cualquier metodología compatible se implemente con una aproximación holística para los ecosistemas involucrados, y no a la aproximación de una sola especie, como antes estaba de moda (Talbot 1976). Dado que se han usado reportes regionales y publicaciones anteriores para llegar a algunas conclusiones para sugerir recomendaciones de manejo, se debe tener cuidado al aplicar las técnicas usadas exitosamente en una zona, en otra con diferentes condiciones ecológicas. También se debe recordar que estas Guías reflejan las experiencias actuales del manejo en campo así como las de la investigación.

Estas Guías, cuando se implementan adecuadamente, deben ayudar a los manejadores, a los biólogos y a los investigadores a tomar decisiones. No se deben tener como un “recetario” de prácticas de manejo para usarlo indiscriminadamente. Están incluidos algunos de los datos biológicos básicos además de recomendaciones de procedimientos de manejo. Cada técnica necesita ser evaluada para su adecuación en el sitio donde la información será usada. Cuando esto se haga, las Guías continuarán sirviendo a su propósito como lo han hecho previamente por más de 25 años.

Cuando se manejan berrendos, pueden esperarse las siguientes variaciones. Una es que 1) Los machos pueden ser territoriales durante la época de apareamiento, y 2) Los machos pueden tener haréms y/o territorios. En diferentes años, aún dentro de una misma localidad, uno no puede asumir que los berrendos son naturalmente territoriales todo el tiempo en todos los hábitats, esta característica biológica debe ser determinada a través de la observación de los animales, en el campo, en cada sitio; y la información resultante corregida para diferentes periodos de tiempo. Otra, estudios intensivos hechos en Oregon por Einarsen (1948), Hansen (1955), Yoakum (1957), y Trainer y col. (1983) indicaron que la mayoría de los partos ocurren entre el 14 de mayo y el 2 de junio. Este periodo probablemente es válido para otras poblaciones del norte (Idaho, Colorado, etc.), sin embargo no lo es para los hatos del sur; Lenham y Davis (1942) y Büechner (1950) reportaron nacimientos de febrero a abril, y los berrendos en el Desierto Sonorense típicamente paren en febrero y principios de marzo (Murphey 1917).

Los criterios sobre lo adecuado del hábitat se han establecido para algunos pero no para todos los hábitats. A veces el sistema de evaluación de adecuación del hábitat puede ser apropiado para usarse en diferentes comunidades bióticas, pero se debe tener cuidado para usar las características ecológicas regionales apropiadas. Un ejemplo sería que la cobertura vegetal con 5% de pastos, 5% de herbáceas y 40% de arbustos sería característico para la composición vegetal en

la estepa de arbustos de la Gran Cuenca, sin embargo los porcentajes para los pastizales de la Gran Planicie sería más probablemente 35% de pastos, 30% de herbáceas y menos del 5% de arbustos. El berrendo prefiere ciertas especies de forraje sobre otras pero la dieta varía localmente debido a la disponibilidad y también a la preferencia, por lo tanto el consumo debe ser determinado a través de estudios de hábitos de alimentación locales conducidos anualmente.

Estas Guías contienen referencias por todas partes para las muchas prácticas de manejo que actualmente están en uso para el berrendo y su hábitat. Aunque se intentó resumir o revisar estas prácticas, se aconseja al lector consultar los reportes originales para mayores detalles relativos a los resultados de estudios particulares.

Estas Guías para el Manejo del Berrendo son producto del trabajo de docenas de biólogos y manejadores del recurso. Muchas prácticas de manejo han sido probadas, analizadas y confirmadas; sin embargo, se podrán notar aspectos que necesitan corrección. Queriendo corregir esos errores alentamos fuertemente a presentar sus sugerencias de revisión en el próximo Taller sobre Berrendos para su consideración en la siguiente edición. Las Guías continuarán siendo valiosas sólo si su publicación es dinámica y se mantiene al corriente con el conocimiento y la experiencia ganadas.

Los compiladores

PREFACIO

El berrendo evolucionó en el oeste de Norteamérica durante los pasados 20 millones de años (Frick 1937). Durante tiempos recientes estos animales endémicos habitaron desde las praderas del sur de Canadá hasta los pastizales y matorrales de las Planicies y la Gran Cuenca de los Estados Unidos, y hacia el suroeste a los pastizales semidesérticos y desiertos del noroeste de México. Aunque el total del área de hábitat adecuado ha sido enormemente restringido por los asentamientos humanos, el berrendo habita mucho de su rango histórico, posiblemente hasta en un 50%. Las zonas con la más alta densidad siempre han sido los pastizales abiertos con pequeños arbustos donde el tamaño de algunos hatos de berrendo alcanzó proporciones legendarias. Algunos reportes de los diarios de viaje de Lewis y Clark, y de Bartlett indicaron que los berrendos eran más abundantes en las Grandes Planicies y en el valle Central de California (Newberry 1855, Moulton 1983-2003, Thwaites 1969).

Millones de pioneros, los inmigrantes y los nuevos colonizadores se movieron al oeste entre 1550 y 1920. La mayoría mostraron poco respeto por el berrendo o su hábitat. Durante este periodo, el número de berrendos declinó debido al cercado, la pérdida del hábitat, la competencia con el ganado y la cacería a lo largo del año. Para 1920 se pensó que sólo quedaban 30,000 berrendos (Nelson 1925). Pero entonces el futuro del berrendo se volvió más brillante. Organizaciones conservacionistas apoyaron a los programas estatales, de las provincias y los programas federales que redujeron la cacería de los pobladores y cazadores comerciales, y dieron protección por medio de los refugios. Una prolongada sequía que duró de 1918 a 1934 (Pechanec y col. 1937), junto con los bajos precios y provisiones de productos del campo, hicieron que los cultivos se volvieran poco atractivos económicamente en las tierras semiáridas. Consecuentemente, la cantidad de ganado se redujo grandemente y muchas empresas agrícolas marginales fueron abandonadas permitiendo que áreas de considerable tamaño de tierra cultivada se revirtiera a la vegetación nativa. Organizaciones estatales, de las provincias, federales y privadas empezaron a regular el aprovechamiento del berrendo, el cual estaba siendo reintroducido a zonas históricas no ocupadas. Sólo en relativamente pocas áreas el daño a la vegetación por la sequía y el pastoreo por el ganado fue tan severo que los berrendos no fueron capaces de sobrevivir (Nielson 1962).

Con el clima más favorable, el control de la cacería, la reversión de los campos de cultivo a la vegetación natural y las traslocaciones, el resultado fue un gran incremento en los números de berrendos a más de un millón en 1983 (Yoakum 1986). Para el 2000 ya se había realizado un aprovechamiento legal

de más de 3.5 millones de berrendos (O’Gara y Morrison 2004). Recientemente, las poblaciones de berrendo han fluctuado entre 600,000 y 800,000 animales, dependiendo principalmente de las condiciones invernales en los estados del norte y de la sequía en los del sur. La expansión de la población más allá de esos límites, actualmente está limitada por la expansión agrícola, urbana y minera en el hábitat histórico; restricciones de movimiento por los cercos; la resistencia de los intereses agrícolas a los aumentos de la población; la alteración de la vegetación nativa por ciertos programas de rehabilitación; y el sobrepastoreo. Y, en ciertas localidades, éstos y otros factores debilitantes hacen que los manejadores estén duramente presionados para mantener poblaciones existentes.

David E. Brown y Jim Yoakum

I. INTRODUCCIÓN

HÁBITAT E HISTORIA NATURAL DEL BERRENDO

Requerimientos de hábitat:

Los requerimientos del hábitat para el berrendo en las comunidades intermontano, de planicies, estepa de arbustos, valles y con pastizales semidesérticos han sido investigados y resumidos por Sundstrom y col. (1973), Ockenfels y col. (1994) y Yoakum (2004a) (Figuras 1 – 10). Apenas se están desarrollando criterios similares para los berrendos del desierto (Figura 10).



Figura 1. En Idaho, ciertos hatos de berrendo ocupan pastizales intermontanos al pie de las cadenas montañosas. Estas áreas son zonas de primavera a otoño y contienen comunidades mezcladas de arbustos bajos, pastos y hierbas. Foto aérea cortesía de la colección Edson Fichter.

Fisiografía. Aunque el berrendo típicamente usa sitios con pendientes de menos del 10%, estos animales también pueden y usan terrenos más empinados; sin embargo, las pendientes mayores al 20% generalmente son evitadas. Los terrenos accidentados también impactan a la sobrevivencia por el puma (*Puma concolor*) y otros depredadores a menudo se encuentran en esos sitios (Ockenfels 1994b). El berrendo típicamente usa

terrenos muy amplios con ligeros lomeríos. El área requerida depende tanto de la calidad y cantidad del hábitat y, en algunas zonas, de los corredores migratorios para evitar la nieve profunda. La diferenciación de los terrenos de verano e invierno usualmente se basa en la acumulación de nieve, la disponibilidad del forraje estacional, y las fuentes de agua para tomar.



Figura 2. Muchas poblaciones de berrendos mantienen hatos pequeños con un macho territorial y un harem de seis a 12 hembras durante la época de apareamiento. Esta escena representa esas condiciones en el pastizal intermontano de Palous en el Parque Nacional del Bisonte en Montana. Foto de Jim. D. Yoakum.

Topografía y Elevación: El berrendo habita terrenos abiertos y de suave pendiente, caracterizados por colinas, lomeríos y lechos de arroyos. Los sustratos pueden ser de arcilla, grava o arena con dunas de hasta 2 m de alto. Las elevaciones van desde cerca del nivel del mar hasta una altitud de 3,353 m. Hay animales en México que se encuentran cerca de la costa del mar, mientras que pequeños hatos en Oregon y Wyoming usan praderas alpinas. Sin embargo, las más altas densidades ocurren entre los 1,300 y 1,900 msnm (Yoakum 2004a).

Barreras naturales: Los obstáculos naturales pueden reducir los movimientos y excluir la ocupación que de otro modo serían hábitats adecuados. Las barreras naturales incluyen acantilados, cordilleras, cañones profundos, densas zonas de arbustos o árboles y áreas boscosas. Por ejemplo, los cañones de paredes empinadas efectivamente separaron las poblaciones de berrendos en distintos hatos en Arizona central y del norte (Ockenfels y col. 1994, Ockenfels y col. 1997). Einarsen (1948) citó dos ejemplos de tales barreras en Oregon, el río Columbia y una zona forestal, donde los berrendos no

exploraban en hábitats adecuados por estar aislados por esos tipos de barreras. Sin embargo, algunos árboles, especialmente en áreas abiertas sujetas a altas temperaturas, pueden ser deseables por la sombra.



Figura 3. Para principios del siglo XIX, millones de berrendos y de bisontes pastaban las praderas centrales con pastizales de Norteamérica, desde el sur de Canadá por todo el oeste de los Estados Unidos y el norte de México. Aún lo hacen pero en mucho menor cantidad como se ve en la escena reciente tomada en el Este de Wyoming. Foto de Robb Hitchcock.



Figura 4. Uno de los ecosistemas más grandes con las mayores densidades históricas y actuales de números de berrendos es la pradera de pastos cortos del Sur de Alberta, Canadá. Foto de Dave Simpson.



Figura 5. Los berrendos ocupan partes de las praderas de pastos altos. Cuando los pastos altos son muy consumidos por los bisontes o el ganado, o quemados por los fuegos naturales, entonces pastos y herbáceas crecen abundantemente y son consumidos fácilmente por los berrendos. El pequeño hato aquí fotografiado vive en el Parque Nacional de la Cueva del Viento en Dakota del Sur. Foto de Jim D. Yoakum.

Limitaciones climáticas. Las mayores densidades de berrendos ocurren en ecosistemas donde el promedio de precipitación anual varía de 20 a 38 cm. Las poblaciones en zonas con precipitación por arriba o por abajo de estos parámetros tienen bajas tasas de sobrevivencia y baja densidad (Yoakum 2004a, Sundstrom y col. 1973).

Precipitación y Agua. Aparentemente la precipitación de invierno es más importante para la sobrevivencia y el reclutamiento de los berrendos que la de verano. Estudios en el suroeste (de Estados Unidos) han mostrado que las poblaciones de berrendo requieren de un mínimo de 5 cm de precipitación durante el periodo de octubre a marzo para mantenimiento del hato (Brown y col. 2000). No se ha documentado ninguna cantidad máxima de precipitación, pero probablemente varía entre los 60 y 76 cm (Büechner 1950a).

El rocío y el agua contenida en los cactus y las plantas forrajeras pueden ser suficientes para proveer los requerimientos necesarios de agua para la sobrevivencia de los adultos, pero pueden no llenar las necesidades de la lactancia (Fox 1997). Reportes de Sundstrom y col. (1973) y de Yoakum (2004a) indican que los hatos que ocupan las zonas con abundante agua para tomar, cada 1.6 – 4.8 km tenían densidades comparadas a áreas con limitaciones de agua (Hervert y col. 1997, Cancino y col. 1998).

En Texas, la sequía estuvo asociada con la disminución en la vitalidad y la fertilidad (Hailey 1979). Baker (1953a) encontró que los berrendos en Wyoming algunas veces morían intentando cruzar los cercos para alcanzar el agua. Los berrendos tomarán agua de la mayoría de las facilidades diseñadas para el ganado, pero esas facilidades deben mantenerse funcionales y útiles para el berrendo desde la primavera, verano y otoño en

las zonas del norte, y a lo largo del año en los hábitats del sur.

La cantidad de agua consumida por el berrendo varía con el tamaño del cuerpo, el sexo, el estado de salud, las demandas de la lactancia, la actividad física y la succulencia del forraje, así como también con la humedad y la temperatura ambientales. El uso del agua disminuye con las bajas temperaturas y la disponibilidad de nieve, la succulencia del forraje y la cantidad de rocío o lluvia. Por el contrario, el uso del agua se incrementa con condiciones atmosféricas secas, carencia de nieve, forraje seco y altas temperaturas. En Wyoming, los berrendos estaban estresados cuando la nieve o el agua no eran disponibles en el invierno (Cook y col. 1984, Guenzel y col. 1982).



Figura 6. Miles de berrendos históricamente forrajeaban el Valle Central de California cuando los españoles llegaron en los 1770's. Mucho del forraje nativo ha sido reemplazado con plantas anuales exóticas. Hoy, pequeños hatos aislados de berrendos forrajean pastos, herbáceas y arbustos en el Monumento Nacional del Llano del Carrizo y hábitats circundantes en el Sur de California. Foto de Peter Knapp.

Basados en estudios con animales de laboratorio, el requerimiento de agua en verano, para un berrendo adulto en Wyoming, fue de 3.6 l/día/45 Kg (Whisler 1984). Sin embargo, las necesidades de agua de animales acostumbrados a tomar agua en libertad pueden ser mayores. Se tomaron mediciones del consumo de agua de los berrendos en un estudio de campo en Wyoming (Sundstrom 1968).

La tasa de consumo diario por adulto varió de 0.34 l/día en mayo a 4.5 l/día en agosto. En el invierno, cuando el agua natural disponible (incluida la nieve) no está disponible para los hatos acostumbrados a tomarla, el agua debe proveerse para los berrendos en

cantidades aproximadas a una cuarta parte de lo que es el consumo en verano.

En el Desierto Rojo de Wyoming, se observó una estrecha relación entre la distribución de los berrendos y las localidades con agua; el 95% de 12,465 berrendos contados desde el aire estaban en un radio de 6.4 km de las fuentes de agua (Sundstrom 1968). La mayoría de las observaciones de berrendos en Arizona y Nuevo México usualmente están en un radio de 3.2 km del agua (Ockenfels y col. 1994, Clemente y col. 1995). Ocasionalmente los machos adultos son vistos más alejados del agua, y los berrendos en el Desierto Sonorense se han visto a 64 km del agua (J. Hervert com. pers.).

En Saskatchewan, Benson (1956) consideró que la dispersión de las poblaciones de berrendo estaba asociada con la llegada del desarrollo de cierta infraestructura para hacer disponible el agua¹. En Oregon se especuló que, a fin de verano, aunque había forraje disponible para los berrendos, el factor limitante era el agua para beber. Beale y



Figura 7. El pastizal del semidesierto en el estado de Chihuahua sostiene el mayor número de berrendos en México; sin embargo, el número total ha disminuido durante los pasados 100 años. Ellos están clasificados como una especie amenazada por el gobierno federal. Foto de Patricio Robles-Gil.

Smith (1970) sugirieron que los desarrollos de agua pueden favorecer una mayor distribución del berrendo en donde las fuentes de agua natural eran limitadas, particularmente durante las estaciones secas o en los años de sequía. Sin embargo, estos desarrollos también pueden incrementar la competencia con el ganado y el elk en hábitats anteriormente no usados.

La distancia mínima al agua puede ser tan importante como la distancia máxima. En Arizona, el berrendo evita los primeros 400 m alrededor de las fuentes de agua,

¹ Al “desarrollo de cierta infraestructura para hacer disponible el agua” en adelante se le refiere como “desarrollos de agua” o simplemente “desarrollos”.

posiblemente para reducir las amenazas de depredación (Ockenfels y col. 1992, Ockenfels y col. 1994). Si una zona está bien abastecida de agua, la distancia al agua puede variar poco con la estación (Ockenfels y col. 1994). En el sur de Nuevo Mexico, los berrendos se alejaban más del agua en verano cuando la precipitación era más alta, con lo cual reducían la dependencia de los tanques de almacenamiento y otras fuentes artificiales de agua (Clemente y col. 1995).



Figura 8. Las comunidades del pastizal del semidesierto anteriormente sostenían de una moderada a gran cantidad de berrendos pero por la prevención de los incendios y la invasión de arbustos leñosos, se redujo la cobertura de pastos y la pérdida de herbáceas nutritivas; muchas de estas zonas mantienen aún, si acaso, algunos animales. Los árboles son *Juniperus monosperma*, un enebro invasor del pastizal. Foto de Richard Ockenfels.

*Nieve*². Cuando la profundidad de la nieve excede los 25-30 cm, los berrendos frecuentemente tienen dificultades para obtener forraje. Prolongados periodos de nieve profunda actúan especialmente en detrimento cuando se combina con otros factores como forraje inadecuado, bajas temperaturas, y costras de nieve debido a la alternancia de temperaturas de congelamiento y derretido. Aunque el viento incrementa el factor de enfriamiento, su ausencia total impide los espacios descubiertos e interfiere con el forrajeo. Los cercos y otros obstáculos para los movimientos pueden a veces ser especialmente perjudiciales (Sundstrom 1969, Riddle y Oakley 1973, Hailey 1979). Los

² Como se verá a continuación, la nieve representa una especial preocupación para varias zonas de Estados Unidos y Canadá. En México esta situación es muy diferente: eventualmente puede ser un problema, pero no tan grave y en todo caso de menor duración, en comparación con lo que se presenta en esos dos países. La muerte de berrendos por este factor ha llegado a ser de muchos miles y puede aumentar si se le combina con otros elementos ya que los decesos no sólo son por congelamiento, sino que también provoca malnutrición y facilita la depredación

severos inviernos de 1964-65 y 1968-69 resultaron en grandes pérdidas de berrendos en Montana, las Dakotas y aún en Arizona debido a que los animales no pudieron llegar a zonas con alimento adecuado (Compton 1970, McKenzie 1970, West 1970). Wishart (1970) reportó que el severo clima de invierno en Alberta causó prolongada emigración, hambre, incremento en la depredación, así como también disminución en la reproducción



Figura 9. La estepa de arbustos y el desierto de la Gran Cuenca son comunidades bióticas que soportan un limitado número de berrendos. Estas áreas producen una gran variedad y cantidad de herbáceas endémicas y exóticas que son consumidas en grandes cantidades. Los arbustos son típicamente abundantes y son ramoneados a lo largo del año, a menudo son la clave de los forrajes de sobrevivencia durante inviernos críticos. Foto de Tom Pojar.

al siguiente año. Aún en las regiones del sur, los berrendos no son inmunes a la mortalidad de invierno. Muchos berrendos atrapados por cercos bloqueados por la nieve en Texas se congelaron hasta morir por las tempestades de nieve en la década de 1880, y los colonizadores mataron 1,500 atrapados por una cerca bloqueada por la nieve en 1882 (Haley 1949).

Las bajas temperaturas raramente son una gran limitante a menos que se combine con nieve profunda y encostrada. Las temperaturas de congelamiento y las precipitaciones durante la época de crianza pueden causar mortandad en los recentales. Aunque están poco documentados, los efectos de las altas temperaturas juegan cierto papel en la pérdida de agua, en la disponibilidad del forraje y en las funciones fisiológicas (Brown y col. 2006).

Vegetación: La cobertura del suelo en los pastizales ocupados por los berrendos promedia de 60 a 80% de vegetación viva (principalmente pastos y herbáceas) con 20-40% sin vegetación. En los hábitats de estepa de arbustos y pastizal del semidesierto, los porcentajes son 50% o más de vegetación viva y menos del 50% de suelo descubierto, rocas, humus, etc. (Yoakum 2004a). Los hábitats usados por los berrendos del desierto poseen menos del 50% de cobertura (Brown 1994).



Figura 10. Comunidad del Desierto Sonorense habitada por los berrendos. Foto de David E. Brown.

Composición y estructura vegetal: Generalmente, en la estepa con arbustos, la composición de la vegetación es 5-15% de pastos, 5-10% de herbáceas y 10-35% de arbustos; en los pastizales la composición típica es 50-80% de pastos, 10-20% de herbáceas y menos del 5% de arbustos (Yoakum 2004a). En los pastizales semidesérticos en Arizona, el pasto cubre un promedio de 15%, los arbustos aproximadamente promedian el 10% y la cobertura por herbáceas fluctuó entre el 2 y 10% (Ockenfels y col. 1994). Las áreas desérticas usadas por berrendos pueden tener menos del 10% de cobertura por arbustos, con pastos anuales y herbáceas componiendo menos del 2% de cobertura del suelo. El uso de hábitats semidesértico y desértico con cobertura de árboles es usualmente bajo, pero aumenta durante los periodos secos y calientes cuando los berrendos usan los árboles dispersos y otras coberturas estructurales por la sombra (Ockenfels 1994).

La estructura vegetal preferida está entre los 25 y 46 cm de altura. Típicamente se evita la vegetación arriba e los 63 cm, y la mayor a los 76 cm es muy poco usada. Los berrendos pueden usar áreas con arbustos altos mientras viajan hacia o desde hábitats preferidos. Sin embargo, la visibilidad reducida o la movilidad disminuida por la vegetación alta son factores importantes en la sobrevivencia del berrendo (Goldsmith 1990).

Los berrendos en el suroeste (de Estados Unidos) a menudo usan llanuras si la cobertura promedia menos del 20% y el resto de la vegetación es menor a 61 cm (Ockenfels y col. 1994). Otros hábitats especiales en el suroeste incluyen a las dunas de

la subdivisión Vizcaíno del Desierto Sonorense y los “bosques de choya” en el noroeste de Sonora y suroeste de Arizona (Cancino y col. 1995, Hervert y col. 1998).

La altura y la densidad vegetal son factores sinérgicos que afectan a los berrendos. Las plantas, incluyendo pastos, más altas que 0.75 m son perjudiciales para los berrendos, y grupos densos de esas plantas excluye la presencia de los animales. Contrariamente, arbustos y otras plantas menores a los 0.5 m de alto a menudo son ventajosas para el berrendo, especialmente si la cobertura de los arbustos es menor al 40%. Árboles y arbustos altos mayores a 76 cm deben comprender menos del 5% de la cobertura, y una densidad de estas plantas mayor al 15% puede excluir la presencia permanente de berrendos. Como consecuencia, la presencia del berrendo usualmente es escasa en comunidades altas y densas de la gran artemisa (*Artemisia tridentata*), “palo grasoso” (*Sarcobatus vermiculatus*), enebro (*Juniperus monosperma*), y otras, justo como este animal siempre ha rechazado las praderas de pastos altos (Yoakum 2004a). La densidad de árboles en la mayoría de los hábitats del berrendo, en Arizona, es típicamente menor a 5/ha (Alexander y Ockenfels 1994).

Diversidad vegetal. En la estepa con arbustos el número promedio de especies de pastos es de 5 a 10, de 10 a 70 especies de herbáceas y de 5 a 10 especies de arbustos (Yoakum 2004a). En los pastizales los promedios están entre 10 y 20 especies de pastos, 20 y 60 especies de herbáceas y de 5 a 10 especies de arbustos. Aunque los hábitats del pastizal semidesértico muestran diversidad similar, muchos hábitats desérticos poseen menos de 5 especies de pastos, 5 herbáceas, y 1 ó 2 arbustos siendo anuales algunos de los pastos y herbáceas. A consecuencia de esto, la riqueza de especies vegetales puede variar mensualmente, siendo usualmente la mayor variedad en primavera (Ockenfels y col. 1994).

Los árboles a menudo están ausentes o son escasos en los pastizales y la estepa de arbustos. Cuando están presentes, la riqueza de especies usualmente es de 2 o menos, excepto en el Desierto Sonorense donde están presentes hasta 5 especies de árboles (Brown 1994).

Los terrenos abiertos con diferentes tipos de vegetación (praderas, parches con herbáceas, riberas, dunas, etc.) son preferidos en comparación con comunidades vegetales monotípicas (Yoakum 1957, Sundstrom y col. 1973). Los berrendos también forrajea y a menudo se congregan en zonas de reciente fuego natural, ya que éstas (áreas) “quemadas” típicamente producen nuevos brotes de pasto y un rebrote de herbáceas suculentas (Deming 1963, Yoakum 1980, Courtney 1989).

Los componentes vegetales claves son aquellas áreas necesarias para sostener una población de berrendo durante periodos críticos (e.g. inviernos severos, sequías, etc.). El uso de tales áreas puede o no ser estacional, y a menudo depende de las condiciones ambientales. Los requerimientos vegetales para el berrendo varían ampliamente en relación con las prácticas de manejo, la ubicación geográfica, el clima, los suelos y los tipos de hábitats. Ejemplos de áreas clave usadas por el berrendo incluyen: zonas de alimentación en primavera (Becker 1972), zonas de invierno (Compton 1970, McKenzie 1970, West 1970, Taylor 1975); rutas de movimiento estacional; áreas que tienen agua (Sundstrom 1968, Beale y Holmgren 1975) y zonas de crianza (Einarsen 1948, Pyrah 1974, Autenrieth 1976).

Historia Natural

Conducta: Debido a que es fácil de observar, la conducta del berrendo ha sido estudiada extensivamente. Los berrendos en el norte tienden a formar hatos grandes en invierno con animales de ambos sexos y de todas las edades comiendo y descansando en cercana asociación con mínimos conflictos sociales. Sin embargo, en los inviernos suaves los animales se pueden mantener segregados por sexo (O’Gara 2004a).

Adaptaciones conductuales durante invierno para conservar energía incluyen: establecer jerarquías para la alimentación en los espacios que escarban en la nieve; selección de microhábitats con menor velocidad de viento, menos nieve y nieve más suave; reducir la velocidad de viaje, viajar en una sola línea, y descansar durante los días cuando la nevada es dura y la temperatura baja. Durante los periodos de viento fuerte, el berrendo puede echarse en grupos compactos con las cabezas enrolladas hacia atrás a lo largo del cuerpo (Bruns 1969).

Las hembras típicamente se aíslan de los grupos para parir. A mediados de verano las hembras se encuentran en grupos de hembras con crías, con los machos no territoriales interactuando en grupos de solteros (Prenzlów y col. 1968, Kitchen 1974, Autenrieth y Fichter 1975). Machos maduros a menudo son territoriales o se esfuerzan por mantener un harem en este tiempo.

La presencia de machos territoriales, maduros, asegura que los solteros no compitan por el forraje con las hembras preñadas o lactantes en los mejores terrenos (Gilbert 1973). Los machos más rigurosos hacen la mayoría de las montas ya sea en su territorio o harem (Byers 1997). A diferencia de otros ungulados, machos más jóvenes, menores a 5 años de edad, poseen los cuernos más grandes (Brown y col. 2002)

Movimientos: Los berrendos cambian su ubicación debido a las sequías, las tempestades de nieve, los disturbios, al forraje y/o la disponibilidad de agua. La migración en los berrendos está definida como un movimiento tradicional de una zona de uso estacional a otra siguiendo aproximadamente la misma ruta año tras año. De acuerdo con Einarsen (1948) y Yoakum (1978) muchos de los berrendos muestran movimientos estacionales y ahora relativamente pocas poblaciones participan en migraciones tradicionales.

El tiempo y la duración de los movimientos estacionales generalmente son la respuesta a las condiciones del clima y de la vegetación. En algunas partes en el norte de su distribución, los berrendos a veces se mueven hasta 320 km como respuesta a la profundidad de la nieve o para encontrar forraje disponible en invierno (Riddle 1990). Durante las estaciones secas, los berrendos del sur pueden moverse ciertas distancias en búsqueda de forraje y agua (Büechner 1950a, Hailey 1979).

Reproducción: Aunque las crías de berrendo ocasionalmente se pueden reproducir (Wright y Dow 1962, Mitchell 1967), las hembras usualmente lo hacen la primera vez a los 16-17 meses de edad. El periodo de gestación dura en promedio 252 días, y se considera que es largo al compararlo con otros rumiantes de tamaño similar (Hepworth y Blunt 1966). La mayoría de los berrendos en el norte se reproducen durante un periodo corto desde mediados de septiembre hasta principios de octubre (O’Gara 1968) pero los berrendos del sur se aparean de julio a octubre (Lehman y Davis 1942, Büechner 1950a,

Hervert com. pers.). El número promedio de fetos por hembra en seis estudios con 209 hembras fue 1.94 (O’Gara 2004b). La proporción crías:hembra (c:h) de mediados de verano a menudo se usa como un índice de reclutamiento. La tasa de producción de crías en Montana fue calculada como sigue (Trueblood 1971):

<u>Crías:100 Hembras</u>	<u>Clase</u>
20-39	Muy pobre
40-59	Pobre
60-79	Regular
80-99	Bueno
100+	Excelente

Se debe tener cuidado al extrapolar estas proporciones a otros hábitats, especialmente a zonas con menor capacidad de carga tales como los ecosistemas de pastizal semidesértico y del desierto. Ellis (1970) obtuvo información sobre la proporción crías:hembra y reportó promedios de 80-100:100 para la Gran Planicie y 30-50:100 para el Oeste Intermontano. La proporción crías:hembra en el árido suroeste (de Estados Unidos) promedia menos. En Arizona, las guías para el manejo de la cacería indican que los permisos disminuyen cuando la proporción de crías:hembra está por abajo de 30:100 y que se incrementan cuando supera las 40:100.

Selección de la dieta: Los hábitos de alimentación del berrendo varían mucho debido a que estos ungulados ocupan diversas comunidades vegetales en tres biomas: pastizales, estepas con arbustos y desiertos. Los berrendos son forrajeros oportunistas selectivos, comen pastos, herbáceas, arbustos y árboles dependiendo de la palatabilidad y disponibilidad de las plantas. Más de 200 estudios de selección de la dieta se condujeron durante los pasados cincuenta años (Yoakum 2004d); 21 proporcionaron datos sobre las clases de forraje disponible y porcentaje de composición de la dieta tomada en cada estación. Las tasas de preferencia, calculadas a partir de esos datos fueron: 4.7 para herbáceas, 1.5 para arbustos y 0.2 para pastos (Fig. 11). Así, es deseable que las decisiones de manejo favorezcan la abundancia de especies de herbáceas palatables (Yoakum 2004d).

Los pastos son consumidos más intensamente durante el primer crecimiento cuando los brotes son de 5 a 8 cm de alto y altamente nutritivos. Ellos consumirán pastos secos pero no en cantidades. Pastos más cortos y de textura fina son preferidos sobre los pastos grandes y ásperos. Se comen las herbáceas anuales y perennes a lo largo del año cuando están disponibles. Durante el invierno, en la estepa de arbustos del norte de la Gran Cuenca, Hansen y col. (2001) reportaron que el berrendo consumió grandes cantidades de herbáceas perennes a mediados de un invierno con poca nieve cubriendo las pequeñas plantas herbáceas.

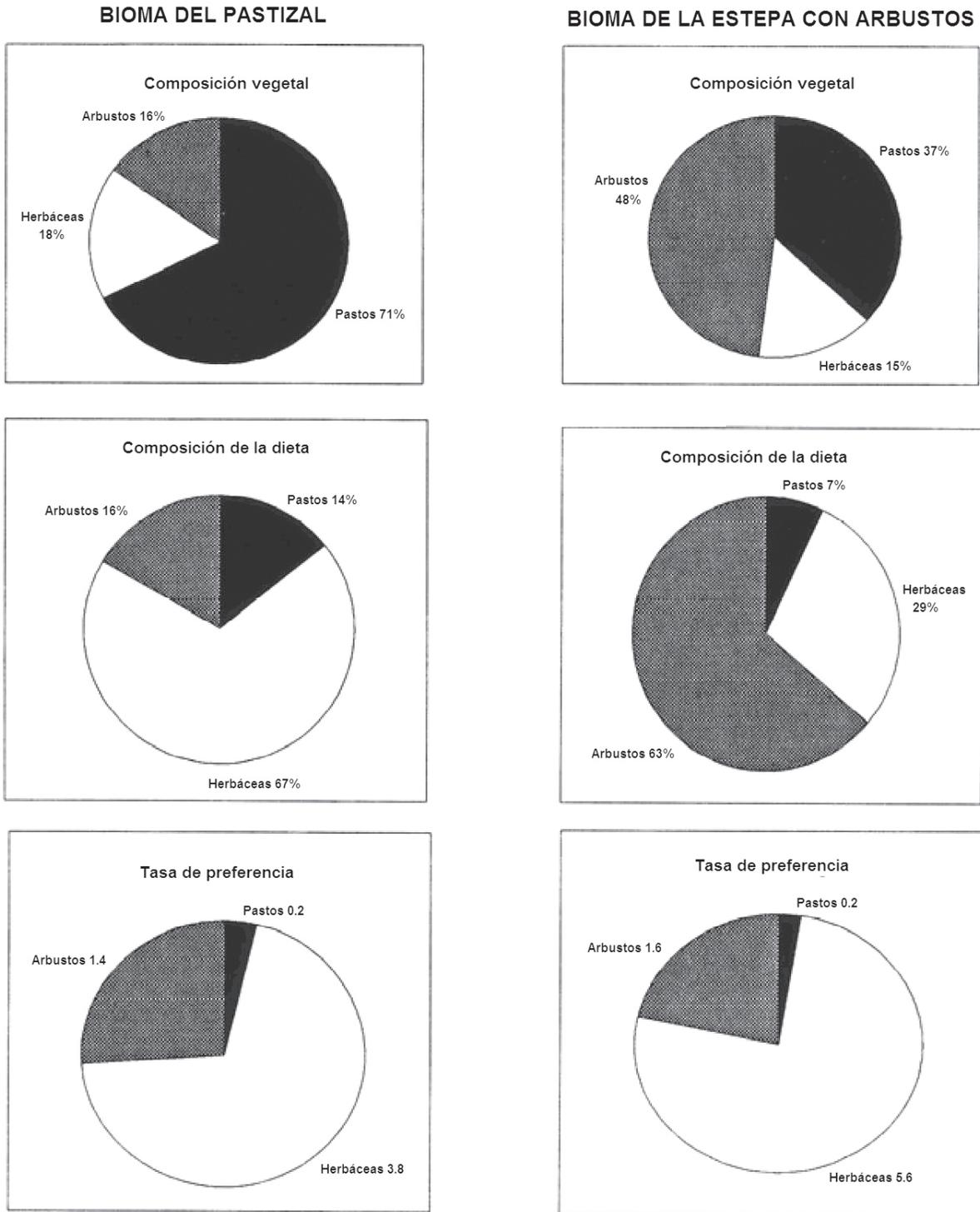


Figura 11. Comparación de la composición vegetal, la composición de la dieta y las tasas de preferencia por los berrendos en los hábitos de alimentación a lo largo del año en los biomas de pastizales y de estepa con arbustos (Yoakum 2004a).

Las herbáceas bien pueden ser la clase de forraje más importante para el berrendo en ciertas densidades, ya que proveen mayores cantidades de nutrientes que los pastos o arbustos a fines de invierno y principios de primavera (Ellis 1970, Smith y Beale 1980, Hervert y col. 2000). Este es el tiempo del año en el que la mayoría de las hembras llevan dos fetos que crecen rápidamente durante el tercer trimestre (en los hatos del sur puede ser diferente). De ahí que Pyrah (1987) se refiriera a las herbáceas como las “plantas de producción”. El principio del verano es por mucho la estación más importante para el consumo de herbáceas, ya que la hembra debe obtener suficiente forraje de calidad para atender sus dos crías lactantes y al mismo tiempo obtener suficientes nutrientes para mantenerse sana.

Los arbustos, como las herbáceas, a menudo son consumidos cada mes del año, sin embargo, son ramoneados en mayores cantidades durante otoño e invierno. Los arbustos son el “alimento de sobrevivencia” porque a menudo están disponibles cuando hay considerables profundidades de nieve y durante algunos años de sequía. Hay arbustos que a menudo tienen una mayor concentración de nutrientes durante el otoño e invierno que en primavera y verano. Algunos de los arbustos menos preferidos son consumidos en grandes cantidades durante los inviernos severos y en las sequías porque el forraje nutritivo total es escaso.

Mientras conducía sus estudios con berrendos, por más de 20 años, en los pastizales del Rancho Nacional del Bisonte en Montana, Byers (2003) concluyó que esas áreas con una abundancia de suculentas y nutritivas herbáceas, en el otoño-invierno mantenían crías más grandes y pesadas y tenían altas tasas de sobrevivencia durante el verano siguiente al parto.

La mortalidad de berrendos debida a la inadecuada calidad y cantidad de forraje nutritivo a menudo no se detecta en el campo. Así también, la malnutrición puede ser un factor secundario de mortalidad que se atribuye como el agente que mata animales, por ejemplo en inviernos severos, sequías, animales atrapados en pasturas cercadas, depredación y otros (Martinka 1967, Compton 1970, Ellis 1970, Riddle y Oakley 1973, Barret 1974, Pyrah 1978).

Un berrendo adulto requiere en promedio de 1.1 a 1.4 kg de forraje secado al aire por día, y esos animales consumen menos del 1% del forraje producido en los terrenos del oeste (Wagner 1978). La cantidad de forraje requerido por animales jóvenes es desconocida. El berrendo rara vez sufre de alguna enfermedad por comer plantas tóxicas y, a veces, aparentemente las apetece (Yoakum y O’Gara 1990).

Aunque los berrendos a menudo visitan los bloques de sales y minerales, sus requerimientos minerales y su uso aún se mantiene sin estudiarse (O’Gara y Yoakum 2004).

Parásitos y enfermedades: No son comunes las epizootias extensas que controlan a las poblaciones de berrendos. Sin embargo, 33 especies de nemátodos, 21 géneros de bacterias, 14 enfermedades virales, 8 especies de protozoarios, 5 especies de gusanos planos (solitarias), 4 especies de ácaros o garrapatas, un trematodo (gusano parásito aplanado) y la mosca piojo han sido reportados dentro o sobre el berrendo (Lance y Pojar 1984, O’Gara y Yoakum 2004a). El impacto de la mayoría de estos agentes sobre poblaciones silvestres es desconocido. La lengua azul, es la enfermedad más seria que



Figura 12. Los machos territoriales marcan con olor la vegetación para advertir a otros machos que entran a su área. La territorialidad asegura que los machos solteros generalmente no acosen o compitan por forraje con las hembras preñadas o lactantes en las zonas en buena condición ecológica. Los machos pueden tener hábitos reproductivos territoriales o de harem, o ambos, durante diferentes años en la misma localidad. Foto de Jim D. Yoakum.

afecta al berrendo; al menos 3,200 berrendos murieron por esta enfermedad en el este de Wyoming durante 1976, y se supo que ocurrieron otras 300 muertes en el noreste de Wyoming durante 1984 (Thorne y col. 1988). Se desconoce qué tan importante pudo haber sido la lengua azul al principio de la declinación de las poblaciones de berrendos. Bever (1950) reportó pérdidas del 30-60% de crías de berrendo en Dakota del Sur debidas principalmente a gusanos parásitos. Bever (1957) declaró que con un manejo adecuado del ganado doméstico no encontró ninguna mortalidad causada por parásitos, pero el sobrepastoreo por borregos domésticos resultó en una pesada carga de parásitos en el berrendo en Dakota del Sur.

Longevidad: El berrendo rara vez vive más de 9 años en condiciones naturales (Einarsen 1948, Hepworth 1965), pero Trainer y col. (1983) reportaron hembras colectadas de hasta 16 años determinadas por seccionado de dientes. En el norte de su distribución, los berrendos son susceptibles a muertes frecuentes en invierno (Einarsen 1948). Las muertes de invierno son raras en el sur, pero cuando ocurren son catastróficas (White 1969). La edad avanzada y las enfermedades también reducen la sobrevivencia. La cacería generalmente se regula estrictamente y el aprovechamiento es principalmente de machos (O’Gara y Morrison 2004). Como resultado de esto, la sobrevivencia de los

machos a menudo es menor que la de las hembras. La depredación no se considera un factor primordial en la sobrevivencia de los adultos. Cuatro son los principales depredadores de las crías de berrendo: coyotes, gato montés, aguililla dorada y los perros domésticos. El puma es una preocupación en los terrenos abruptos del suroeste de Estados Unidos (Ockenfels 1994a, b). Otros factores de mortalidad incluyen la cacería furtiva, lisiados, muertes en los caminos, intoxicaciones (Hailey y col. 1966), animales enredados en los cercos, complicaciones en el parto (Canon y Bryant 1992), hambre, sequía y accidentes (Einarsen 1948).

La tasa de sobrevivencia de adultos varía por sexo y zona. Las estrategias de manejo de la cacería, clima, densidad en la cobertura y lo escabroso del terreno son factores significativos que influyen en las tasas de sobrevivencia. La tasa de sobrevivencia anual puede ser tan baja como 0.55 (Mitchell 1980) o aproximarse a 1.00 (Canon y Bryant 1992, Ockenfels 1994a, O'Gara 2004a, 2004c).

Mortalidad de crías: Los berrendos son los únicos artiodáctilos conocidos que conciben dos o tres veces más embriones que los animales que nacen (Mitchell 1965, O'Gara 1969). La muerte embrionaria y un prolongado periodo de gestación probablemente son recientes adaptaciones para producir menos crías pero más precoces. Bajo condiciones favorables, las poblaciones de berrendos pueden incrementarse rápidamente, aún cuando la mortalidad de crías es alta (Pyrah 1987). Vriend y Barret (1987) revisaron la literatura y concluyeron que la baja sobrevivencia de crías de berrendo era un asunto primordial en el manejo para casi toda Norteamérica. La pérdida de crías variando del 25 al 65% de la producción anual ocurre regularmente y con frecuencia es en los primeros 2-3 meses de vida. En el suroeste, el bajo reclutamiento de crías ha sido el factor limitante en el número poblacional de los berrendos (Brown y col. 2000).

En las zonas donde el control de depredadores se estimó benéfico para la sobrevivencia de las crías, la remoción de los depredadores es más efectivo si se aplica justo antes de los partos, pero el método de control debe hacerse repetidamente para ser eficiente en cuanto al costo (Smith y col. 1986). Hailey (1979), en una zona de Texas, y Willis (1988), en una zona de Oregon, reportaron incrementos significativos en la sobrevivencia de crías donde los coyotes fueron controlados intensivamente. Connolly (1978) enlista numerosos casos de controles de depredadores que aumentan la sobrevivencia de las crías. Menzel (1994) reportó que dos años de control de coyote incrementó la sobrevivencia de las crías, pero estimaciones subsecuentes no revelaron ningún incremento en la población.

En las memorias del Taller sobre Berrendos de 2004, hay un reporte que da las conclusiones de 35 estudios de mortalidad de crías/depredadores hechos durante los pasados 60 años (Yoakum y col. 2004). Una conclusión de estos estudios fue que las prácticas de control de depredadores a menudo resultó en una tasa de reclutamiento incrementada, pero que el control de depredadores raramente resultó en aumentos en los números del hato.

De acuerdo con Ellis (1970) la disponibilidad de forraje de calidad para los berrendos en el Oeste Intermontano es un factor primordial para la sobrevivencia de las crías. Él comparó la dinámica de la población y las características del hábitat de diferentes hatos

en la Gran Cuenca con los de la Gran Planicie para los dos últimos meses de gestación y los dos primeros meses de lactación. Ellis concluyó que la sobrevivencia de las crías fue hasta del doble en la Gran Planicie por la disponibilidad de más herbáceas nutritivas durante el fin de la gestación y principios de la lactancia. Así, la poca disponibilidad del forraje preferido, succulento y nutritivo, agravado por su consumo por el ganado, resultó en terrenos de baja capacidad de carga para el berrendo en la Gran Cuenca (Hervert y col. 2000).



Figura 13. En Oregon, un estudio reciente de depredación sobre neonatos documentó una pérdida promedio de casi 50% para 10 años. Aunque la mortalidad parecía alta, el hato se incrementó más del 80% durante la década del estudio. La abundante disponibilidad de forraje en calidad y cantidad pareció influir más en la tendencia de la población que la depredación. Foto de Jim. D. Yoakum.

II. RECOMENDACIONES DE MANEJO

Evaluación de la población

La metodología para las evaluaciones depende de su objetivo. El disturbio de los animales es una consideración importante en las evaluaciones por tierra y los vuelos altos (mayores a 90m) con avioneta causan el menor desorden, y los helicópteros volando bajo causan el mayor disturbio. La mejor metodología usualmente son los vuelos con avioneta o helicóptero con pilotos y observadores calificados.



Figura 14. Mientras se conduce una evaluación de invierno, el fotógrafo tomó esta escena de la sombra de su avioneta de ala fija y un hato de más de 270 berrendos corriendo en una estepa de arbustos en el centro sur de Oregon. Una técnica para mejorar la precisión del conteo de grandes manadas, es fotografiarlos y contarlos después a detalle. Foto de Eastman Studio, Susanville, California.

El nivel de destreza y el estado de alerta son importantes para clasificar y contar rápidamente a los berrendos, evitando así la necesidad de mantenerse cerca de los animales o tener que hacer pases múltiples. Si se tienen que hacer pases múltiples, es importante abstenerse de hacer correr a los animales por largas distancias o por cualquier duración de tiempo con el propósito de reducir el estrés que conlleva cualquier evaluación.

Conteos para tamaño y composición de la población: Los berrendos habitan en terrenos abiertos lo cual facilita su observación. Esto puede dar a los observadores un falso sentido de seguridad en los censos aéreos diseñados para estimar la densidad de

la población y la estructura de los hatos. Aunque es fácilmente visible bajo la mayoría de las condiciones, el berrendo puede también ser muy críptico en algunas condiciones, lo cual contribuye a sesgos significativos al hacer la estimación de la población. Sin embargo, es posible obtener datos de la población útiles y confiables siguiendo métodos de muestreo estadísticamente confiables y maximizando la intensidad de búsqueda del área a muestrear.

Desafortunadamente lo ideal no siempre es posible y los manejadores de berrendos han confiado en la tendencia de los conteos, donde aquellos animales vistos sirven como un índice del tamaño de la población. Entonces la detección de cambios en el tamaño de la población depende de la precaria suposición de que las condiciones de conteo han sido estandarizadas, y que el porcentaje de animales contados es similar de un conteo al siguiente (Nichols 1992). En Wyoming, extensivos muestreos en transectos lineales indican que los métodos tradicionales consistentemente han subestimado los números de berrendos. Por lo tanto, Wyoming continúa con la exploración para refinar la técnica del transecto en línea para mejorar más su confiabilidad. Lee (2000) y Pojar (2004) discutieron varias técnicas de censo de vida silvestre y los factores que influyen en los resultados de esos censos.

El tamaño y la distribución de los grupos de berrendos varían a lo largo del año (Kitchen 1974, Mitchell 1980). Así, la selección del tiempo para el censo puede tener un profundo efecto sobre los resultados y su confiabilidad. El tamaño y la distribución de los grupos son importantes cuando se selecciona una unidad de muestreo efectiva para un censo que se basa en una muestra. Los individuos dispersos son de interés pues reducen la varianza (i.e. aumentan la precisión) de estadísticos basados en muestras (Allen y Samuelson 1987, Johnson y col. 1991). Los berrendos están más dispersos en el periodo de crianza, de mayo a junio, y todavía están relativamente dispersos y en pequeños grupos hasta finales del verano (Mitchell 1980). Por lo tanto, los censos basados en una muestra generalmente tendrán una varianza mínima si se hacen de mayo a agosto. Después de mediados de julio, los juveniles del año se reúnen con los grupos de adultos, haciendo posible incluirlos en el resultado del censo y obtener la proporción de crías por hembra.

Estimando el tamaño de la población: Los censos aéreos basados en muestreos son estadísticamente sólidos para estimar el tamaño total de la población, y además conllevan un significativo ahorro en el tiempo de vuelo comparado con los vuelos que intentan cubrir toda la zona (Johnson y col. 1991). Algunas técnicas de muestreo aplicables a los censos de berrendo son: (1) transectos de banda, (2) transecto en línea y (3) cuadrantes. Sin embargo, el uso de un sólido diseño de muestreo no asegura una estimación del número total sin sesgo; la eficiencia en la búsqueda y la observabilidad de los individuos influyen en la precisión de la estimación. La suposición, común para todos los sistemas basados en un muestreo, es que todos los sujetos de la unidad de muestreo (e.g. transecto de banda, cuadrantes) son contados para obtener una estimación sin sesgo. En el muestreo por transecto en línea, también hay la suposición de que ningún animal se pierde en el centro de la línea o en el primer intervalo de distancia desde la línea del centro (Burnham y col. 1980); se pueden perder animales en otros intervalos de distancia y no invalidan el método. Idealmente algún método de estimación de la eficiencia de búsqueda debe

ser empleado sobre una porción de las unidades de muestreo para que se puedan hacer algunos ajustes a los sesgos. Para los transectos en línea, un doble muestreo siempre es prudente o los resultados deberán compararse con áreas de densidad conocida (White y col. 1989). Si los datos de los transectos de banda no son corregidos en el sesgo por un segundo muestreo, los datos del intervalo de distancia (en el método de transecto en línea) siempre deben ser colectados para contar con una corrección para animales perdidos (Burnham y Anderson 1984). De otra forma, sólo una fracción desconocida de la población es contada y persiste la pregunta ubicua e insistente sobre los inventarios de vida silvestre: ¿Qué tan bueno es este conteo?

La demanda de manejo más preciso necesita mejores estimaciones del tamaño de la población, lo cual lleva a los manejadores a basar sus decisiones sobre mejores datos más que sólo en índices o tendencias. Los procedimientos para corregir los sesgos en los censos están disponibles y siempre deben emplearse, en algún nivel, dependiendo de las necesidades de manejo. Eberhardt (1987) demostró una técnica de doble muestreo para calibrar los índices con estimaciones del tamaño de la población. Los modelos de observabilidad basados en animales marcados con radiotransmisor también proveen correcciones razonables para los sesgos en los censos donde el tamaño del grupo y la cobertura vegetal son factores que hay que considerar (Samuel y col. 1987). Los modelos de captura-recaptura ofrecen otras posibilidades de corrección (Nichols 1992). La búsqueda intensa en cuadrantes usando helicóptero resultó en una corrección de la población hacia arriba de sólo 2.1% cuando se probó la precisión (Pojar y col. 1995). Este estudio sugiere que las búsquedas intensivas con helicóptero en unidades de muestreo relativamente pequeñas pueden ser usadas en un esquema de doble muestreo para corregir la información de los censos que, al ser menos caros, producen una estimación de la población menos confiable.

El método de transecto en línea (Burnham y col. 1980) se ha usado con éxito en Wyoming a mediados de mayo, cuando los berrendos están ampliamente dispersos y cuando contrastan contra el fondo verde (Johnson y col. 1991, Guenzel 1997). Aunque no fue probado contra densidades conocidas o con doble muestreo, este método produjo estimaciones de la población que eran consistentes con los resultados del modelado de la población.

El método de transecto en línea ofrece varias características atractivas: 1) Puede hacerse con avioneta de ala fija cuyo costo es a lo más el 25% de la renta de un helicóptero; 2) No se necesitan marcadores en el terreno si tiene un sistema de navegación, como un GPS; y 3) Los intervalos de confianza pueden ser calculados para la estimación de la población. Este método es muy superior a la cobertura total por transectos de banda porque es más eficiente y su "bondad" de estimación puede ser juzgada basados en la varianza. El análisis de los datos de un censo por transecto en línea debe seguir la detallada descripción dada por Guenzel (1997). La versión más reciente del programa para analizar los datos del censo por transecto en línea (Versión 4, emisión 2) puede bajarse de: [http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/distance 40download.html](http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/distance%20download.html).

Pojar y Guenzel (1998) hicieron una comparación de la precisión de los censos hechos por transecto en línea con avioneta y por cuadrante desde helicóptero en el norte del rango de distribución (Colorado/Wyoming), donde las densidades son de casi un animal por 1-1.5/km². Los resultados del censo con helicóptero fueron usados como

el criterio para compararlos con el método más barato, el censo con avioneta. De los métodos prácticos disponibles, se cree que el censo por cuadrantes con helicóptero da la estimación de densidad de berrendos menos sesgada (Pojar y col. 1995).

La estimación por censo con transecto en línea promedió el 0.735 de la obtenida por cuadrante. Esto da a los manejadores una indicación de que la estimación por censo con transecto en línea debe ser ajustada ya sea dividiendo por 0.73 o multiplicando por el inverso 1.37 para obtener una estimación más exacta del tamaño total de la población. Dada la intensidad de muestreo de este estudio, la precisión fue similar en ambos métodos; 90% con los intervalos de confianza de 24 a 29%.

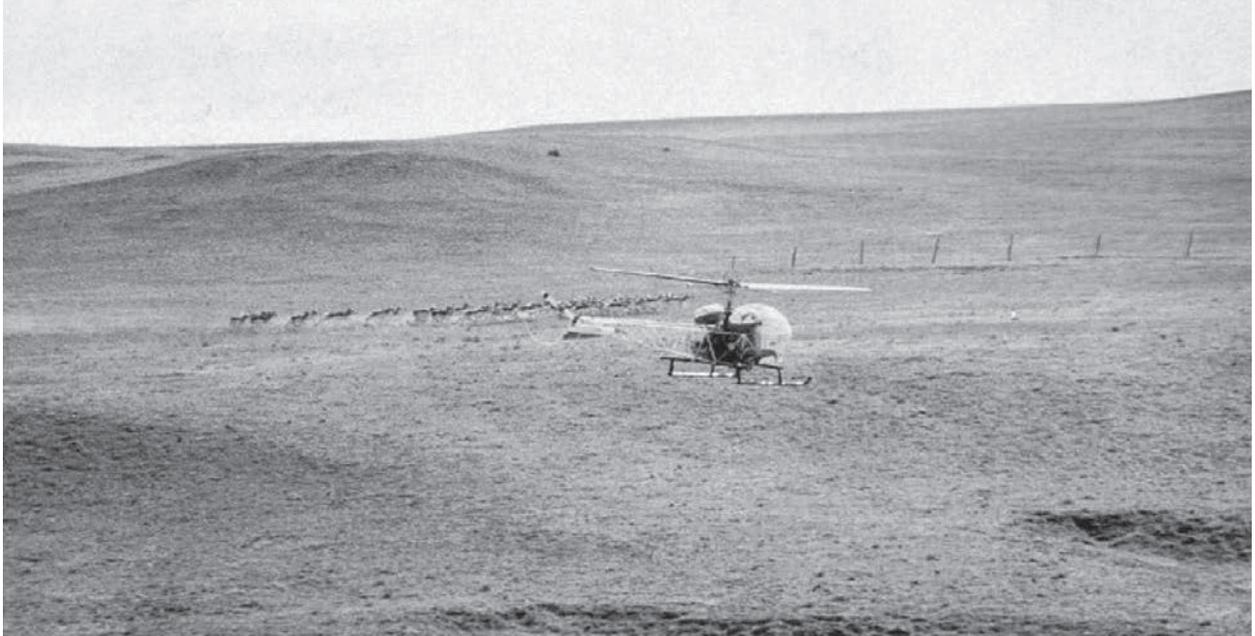


Figura 15. El método de transecto lineal puede también hacerse con una aeronave de ala fija, cuyo costo es casi 25% de la renta de un helicóptero; no se necesitan marcadores sobre el terreno cuando se tiene un sistema de navegación como un GPS o un Loran C; y los intervalos de confianza pueden calcularse por un “doble muestreo” y así calcular una estimación de la población. Foto de Paul Wertz, cortesía del Departamento de Pesca y Caza de California.

Hay buena evidencia de que la mayor suposición del método del transecto en línea, de que todos los sujetos que están dentro de la banda son vistos, no se cumple. Guenzel (1997) enfatiza la importancia del entrenamiento y una gran adhesión al protocolo del transecto en líneas como una manera de minimizar los sesgos. Un “doble muestreo” en el que dos observadores registran independientemente sus observaciones, también es altamente recomendable (Pojar y Guenzel 1998).

Cuando no hay dinero o experiencia para censos aéreos, y si las condiciones de campo lo permiten, un censo terrestre o el lampareo pueden ser la mejor alternativa. Clemente (1992) experimentó con censos de berrendo por lampareo caminando y manejando, y recomendó el muestreo por transecto manejando donde los caminos están distribuidos en la mayor parte de la zona y el tráfico de los vehículos no afecta la presencia de los berrendos. Sin embargo, si se van a usar tales censos, los animales deben ser

visibles desde un vehículo debido a la vegetación baja y a tener ojos que reflejan la luz, etc. Como con la mayoría de los censos, es altamente deseable ser capaces de hacer una serie de transectos en un mínimo de tiempo.

Se ahorrarán significativamente tiempo y recursos si se consulta a un experto en estadística durante la fase de diseño del censo. Una mayor referencia sobre las metodologías para estimar poblaciones animales es Seber (1982).

Evaluación de la proporción crías por hembra: El mejor tiempo del año para realizar evaluaciones en la mayor parte de la distribución del berrendo es a finales del verano. Para este tiempo, ya pasó la primera ola de mortalidad de crías post-nacimiento y las crías aún son suficientemente más pequeñas que las hembras para poder ser fácilmente distinguidas.

Hay tres factores importantes para una estimación confiable de la proporción crías por hembra: una muestra adecuada de la población debe ser observada, una precisa clasificación debe ser hecha, y una muestra al azar de la población debe ser obtenida.

El primer requisito de clasificar precisamente a los machos, hembras y crías es relativamente fácil si el censo se hace durante fines de verano. Obtener una muestra al azar de la población a censar es un factor importante que a veces se pasa por alto. Si la muestra no es representativa de la población, la proporción crías:hembra puede ser sesgada. La distribución de los berrendos está determinada por la localización del alimento, del agua y la cobertura, y no se puede suponer que es al azar. También, los grupos no están formados por una colección azarosa de individuos sino que es una función de la estructura social en la que diferentes grupos pueden estar usando diferentes hábitats. Para evitar el sesgo donde todo el hábitat del berrendo no está siendo cubierto, el censo debe ser conducido en unidades de muestreo seleccionadas al azar ya sean franjas o cuadrantes.

Otro factor importante para obtener una estimación confiable de la proporción crías por hembra es determinar el número de animales a clasificar. El Departamento de Caza y Pesca de Arizona (1993) analizó los registros históricos de los censos para determinar el tamaño de muestra adecuado para producir intervalos de confianza aceptables en la estimación. Esos datos mostraron que es necesario evaluar aproximadamente el 88% de la población total si el número estimado de animales es entre 200-300, 57% si el número es de 500-700, y 50% si la población es mayor a 1,000 animales, para obtener unos límites de confianza razonables para propósitos de manejo. Czaplewski y col. (1983) desarrollaron una carta de tamaños de muestra requeridos para obtener los intervalos de confianza recomendados para estimar la proporción. Ellos asumieron que los berrendos están distribuidos al azar y que los grupos están formados por individuos al azar— lo cual es una suposición válida rara vez, si es que alguna vez sucede. Sin embargo, su carta puede ser útil como guía general para el número de animales a clasificar si se usa junto con un sistema de muestreo al azar. El sistema de muestreo al azar puede ser el mismo, o una modificación del que se usa para estimar el tamaño de la población. Si es posible, la evaluación debe hacerse desde un helicóptero dada su maniobrabilidad y facilidad para volar bajo y lento, y de este modo minimizar los errores de clasificación.

Si no es posible usar una aeronave, ya sea avioneta o helicóptero, para hacer una estimación de la proporción crías:hembra, con una búsqueda por tierra se pueden obtener

resultados aceptables. El sistema de muestreo descrito por Bowden y col. (1984) fue modificado para censar una zona de 11,655 km² de pradera de pastos cortos en el noreste de Colorado. Rutas por tierra al azar, siguiendo los caminos establecidos, fueron seguidas por equipos de dos personas, manejando o a pie, y todos los berrendos observados fueron clasificados. Las estimaciones de las rutas por tierra fueron comparables a las obtenidas por avioneta tomadas unos pocos días después en la misma zona.

Evaluación de la proporción machos por hembra: El tiempo óptimo para conducir una evaluación de la proporción entre machos y hembras también es a fines de verano. Búsquedas posteriores son menos deseables ya que es importante que las crías puedan ser distinguidas de las hembras para obtener una proporción precisa de machos a hembras. Después del primero de octubre, las primeras crías pueden ser confundidas con hembras lo cual aumenta la cantidad de hembras contadas y amplía la proporción machos por hembra.

Dado que los machos no se asocian de manera tan consistente con las hembras como lo hacen las crías, la proporción estimada de machos por hembra es más variable que la de crías por hembra. Los machos frecuentemente se ven en grupos de puros machos o solitarios; las crías casi siempre se ven con hembras. Esta conducta es la responsable de la alta varianza entre las dos proporciones (machos:hembras y crías:hembras). Dada la misma intensidad de muestreo, la proporción machos:hembras será menos precisa que la de crías:hembras. Por ejemplo, si el intervalo de confianza en la proporción de crías:hembra (90%) es de ± 10 por ciento, la misma intensidad de muestreo puede proporcionar una proporción de ± 30 o más por ciento en la proporción machos:hembra.

Es real el potencial de varios sesgos al estimar la proporción machos por hembra. Buechner (1950a) notó que los machos aislados no corren por el ruido del helicóptero como lo hacen los grupos, y Firchow y col. (1990) observaron que las hembras se mueven más rápido que los machos de los cuadrantes que eran evaluados con helicóptero repetidamente. Por lo tanto, es necesaria una búsqueda intensiva de una unidad de muestreo para detectar todos los machos presentes.

Pojar y col. (1995), usando un helicóptero para buscar en transectos de banda y cuadrantes de una milla cuadrada (2.59 km²), obtuvieron una proporción machos por hembra significativamente menor ($P < 0.10$) en el transecto de banda que la estimada en los cuadrantes. Ellos atribuyeron esta diferencia a la búsqueda de los cuadrantes mucho más intensa, en los cuales los machos solitarios o de pequeños grupos no huían como sucede en los transectos. Dado que la mayoría de las estimaciones de la estructura de los hatos en los estados del oeste de Estados Unidos se hacen desde avioneta que vuela a 130-190 kmph y a 90 m de altitud, es considerable la potencial pérdida de animales que no huyen y son clasificados erróneamente por la distancia y rapidez.

Como con la estimación de la proporción crías por hembra, es importante identificar precisamente los animales observados, obtener una muestra al azar de la población de interés y clasificar un número adecuado para obtener una precisión razonable. En adición, la búsqueda en las zonas muestreadas debe ser lo suficientemente intensa para los machos solitarios, y de pequeños grupos que huyen, para obtener una estimación no sesgada de la proporción de machos:hembras.

Manejo del aprovechamiento

Después del manejo del hábitat, el manejo de los aprovechamientos es el método más práctico y efectivo para asegurar que los berrendos se mantengan estables y viables como componentes de los ecosistemas de Norte América. Regular la población también es necesario para mantener a los animales en balance con los niveles variables de tolerancia humana y para llenar la demanda para uso recreativo del berrendo y sus hábitats. La información sobre el manejo de los aprovechamientos es de O'Gara y Morrison (2004) a menos que se cite de otra manera.

La dependencia humana sobre la fauna cinegética para comida ha dado camino a otras motivaciones y objetivos para la cacería, aunque la carne sigue siendo un componente importante de la misma. Los primeros colonizadores del oeste de Estados Unidos no mostraron preocupación por la regulación de los aprovechamientos del berrendo, sólo tomaron lo que era necesario para comida y ropa de ellos y de su familia. La cacería sin regulación para el mercado tomó una significativa mortalidad en las poblaciones de vida silvestre, incluyendo al berrendo. Para principios del siglo XX, las agencias gubernamentales y las organizaciones de cazadores buscaron la regulación de los aprovechamientos para impulsar la recuperación de muchas especies que habían sido sobreexplotadas. Desde aquel claro origen, la ciencia del manejo del aprovechamiento de la vida silvestre ha tenido extraordinarios avances ayudando a la recuperación y sustentabilidad del berrendo y otras especies silvestres. Un beneficio para el manejo del berrendo fue la práctica de mantener los registros de los aprovechamientos. Dado que el ambiente continúa siendo alterado y que la demanda humana sobre la vida silvestre se expande y cambia, las estrategias del manejo de los aprovechamientos deben refinarse y mejorarse continuamente.

Las regulaciones del aprovechamiento del berrendo tiene dos categorías: aquellas que manipulan el tipo y la cantidad de animales cosechados, y aquellas que “manejan” al cazador. La regulación del tipo de cosecha incluye la fijación de los límites de animales, la duración de la estación, las armas legales, el número de permisos y otras reglas para asegurar que el número y sexo estratégico de berrendos es cosechado. En Estados Unidos, en muchos estados, tanto los políticos como los biólogos determinan el sistema “correcto”. La regulación de la cacería consiste de varias restricciones sobre la conducta de los cazadores para asegurar que se conduzcan legal, segura y éticamente, y para maximizar las oportunidades de participación y aprovechamiento dentro de los principios del uso sustentable.

Actualmente los manejadores de berrendos necesitan establecer metas a largo plazo para las poblaciones de berrendo y sus hábitats en relación con las demandas de uso actuales y proyectadas. Basados en tales metas, el manejo está definido por objetivos y refinado por estrategias de corto plazo. Las necesidades del recurso, los usuarios consuntivos y no consuntivos, y los propietarios de la tierra (pública y privada) deben ser considerados y armonizados a todos los niveles de planeación y acción para alcanzar las metas. Se deben considerar varios factores cuando se estén desarrollando las recomendaciones del aprovechamiento. Estos incluyen, pero no debe limitarse a, las condiciones del hábitat, las proporciones de sexos y edades, otros usos de los recursos

de la zona (tanto plantas como animales) y la conducta del berrendo.

Casi toda la cacería de berrendos en Estados Unidos y Canadá es por la vía de cuota limitada o licencia de entrada limitada. Ninguna cacería legal de berrendo ha sido permitida en México desde que la especie fue protegida por decreto en 1922. En algunos estados sólo se permite cazar berrendo a los residentes; en otros estados tanto residentes como no residentes son tratados igualmente excepto que las licencias de los no residentes son considerablemente más caras. Esta restricción refleja los bajos números de animales en algunos estados, y la necesidad de distribuir a los cazadores dentro de ciertas áreas, aún en estados con abundancia de berrendos. Dado que los berrendos son muy visibles, muchos cazadores serán exitosos, y la mayoría cazarán un macho a menos que sean forzados a otra cosa por permisos específicos. Si el número de permisos para tomar "cualquier berrendo" es muy alto, la proporción machos:hembra se ampliará y con esto será difícil atraer cazadores por los proporcionalmente menores y menos machos. Algunas personas quieren cazar sólo en tierras públicas y quieren trofeos. Los rancheros generalmente quieren mantener números de berrendos en cheque, pero también quieren comisión por la cacería, lo cual desestimula a algunos cazadores y hace difícil vender los permisos para áreas privadas. El manejador debe considerar todas estas facetas mientras mantiene algún control sobre los números de berrendos.

Consideraciones del hábitat: El hábitat es uno de los factores clave en el establecimiento de los objetivos del aprovechamiento. Abundantes terrenos de calidad durante una estación del año no pueden compensar las tierras de pobre calidad en otra. Se deben considerar para todo el año todos los elementos de los requerimientos del hábitat, incluyendo los corredores estacionales para los desplazamientos de los berrendos. Estos corredores pueden ser críticos por los cercos, caminos, desarrollos, u otras barreras para el movimiento. También, la evaluación de las necesidades del hábitat debe considerar las condiciones del "peor escenario" que resulta de ocasionales inviernos severos, sequías u otras catástrofes naturales o relacionadas con el hombre.

Muchos o pocos animales pueden ocupar algún terreno en particular, esto es relativo a las condiciones del hábitat y otras consideraciones de manejo. Los objetivos de la cosecha deben entonces balancear el número de berrendos con las condiciones del hábitat de acuerdo con los objetivos planteados para mantener el número de animales de acuerdo con los factores ecológicos, públicos y bio-políticos. Con un adecuado manejo del aprovechamiento, una población de berrendos puede usualmente estar balanceada con su hábitat por varios años. En muchos casos donde la estrategia de cosecha es usada para incrementar o disminuir un hato de berrendos en relación con las consideraciones biológicas, la estrategia del aprovechamiento es implementada de acuerdo con un programa de manejo del hábitat. En Wyoming, donde los berrendos son numerosos, el número de permisos que editan está basado en el estatus del hato (arriba o abajo del objetivo de la población), el daño potencial para cultivos almacenados o en pie, y las tasas reproductivas. Las tasas de aprovechamiento varían del 8 al 40% (\bar{X} =20%) en hatos por arriba del objetivo, y del 6 al 28% (\bar{X} =15%) en hatos por debajo del objetivo. El amplio rango de porcentajes está relacionado con problemas de depredación y las tasas de reclutamiento. Naturalmente, un hato con una proporción de 65 crías por 100 hembras no puede resistir una presión de cacería como un hato con 120 crías por

100 hembras. Los manejadores deben considerar la cosecha de las hembras por 3 o 4 años antes de que el hato alcance la población objetivo.

Durante periodos con altos números de berrendos, en estados (de Estados Unidos) con grandes poblaciones de berrendos asegurar una cosecha adecuada puede ser un problema. La experiencia de Wyoming indica algunas técnicas que se han usado para resolver el problema. Para controlar los números de berrendos, Wyoming empieza a emitir permisos que requieren al cazador tomar una hembra o una cría. Los permisos para “cualquier” berrendo fueron vendidos a través de sorteos para prevenir una sobrecosecha de machos, y los cazadores que obtuvieron un permiso para “cualquier” berrendo pueden comprar permisos hembra/cría en el mostrador. Al principio eran permitidos uno o dos permisos de hembra/cría por cazador. Para hacerlos más atractivos, estos permisos se vendían a precio completo hasta el día de apertura de la temporada, luego el precio se rebajaba a la mitad. Después, se permitía que los cazadores tuvieran tres permisos de hembra/cría, y más adelante se podía comprar en número ilimitado que podían adquirirse tres días antes del cierre de la estación de cacería. Estos procedimientos fueron necesarios para superar la resistencia de los cazadores a disparar a las hembras y crías y para así obtener la cosecha necesaria. En muchos casos, atraer cazadores adicionales a cierta zona era difícil, por lo que lo más lógico fue permitir a los cazadores que ya estuvieran ahí matar más hembras.

Proporción de machos a hembras: La proporción de machos a hembras deseada depende de las metas de manejo que ponen las agencias de vida silvestre para cada población de berrendo en particular. Se debe mantener una proporción de 1 macho a 4 hembras para un máximo reclutamiento en una población de acuerdo con Salwasser (1980) y Hailey (1979). Si el objetivo es la máxima producción de trofeos, la proporción machos:hembras debe ser 1:2 o mayor (Hailey 1979). Con esta proporción, habrá un relativo número alto de machos en la población y muchos de ellos serán de tres años o mayores; la edad de la mayoría de los machos para trofeo (Brown y col. 2002). Los permisos de cacería entonces pueden regularse para dejar suficientes machos de 3 a 4 años de edad en la población para producir cuernos para trofeos. Si el objetivo del manejo de los berrendos es reducir el hato, la proporción de machos por hembras recomendada puede mantenerse por los permisos de hembra/cría y vendiendo permisos múltiples por cazador. Aunque proporciones menores de machos:hembras pueden ser deseables para objetivos de trofeos de caza, una proporción posterior al aprovechamiento de un macho por 5 hembras es un objetivo biológicamente seguro y probablemente dentro del número de machos necesarios para completar la reproducción de acuerdo con Salwasser (1980). Sin embargo, la proporción machos a hembras algunas veces se ponen por razones políticas mas no biológicas.

Calendarización de las estaciones: Tradicionalmente los berrendos se han cazado de mediados de agosto a octubre. En casi todo su rango de distribución, los berrendos cambian sus cuernos entre fines de octubre a mediados de noviembre, después de ese tiempo la calidad de los trofeos disminuye y diferenciar machos de hembras es más difícil. Por lo tanto, la mayoría de los estados (de Estados Unidos) y las provincias (en Canadá) intentan fijar la época de caza antes de que el cambio de cuernos ocurra.

Los manejadores de la cacería, en algunos pocos estados, cuando es posible,

intentan tener concurrentes las épocas de venado y berrendo ya que los cazadores no residentes a menudo viajan largas distancias y no quieren tener los gastos del viaje para cazar sólo una especie de caza mayor. La disponibilidad de permisos múltiples para una especie también atrae a cazadores de fuera del estado. Épocas de caza de aves concurrentes también pueden ser usadas para combinarla con la de berrendo.

Una preocupación al determinar la época de caza del berrendo es que sus fechas tradicionales frecuentemente coinciden con la estación reproductiva. Copeland (1980) señaló que, en Idaho, la cacería durante la época reproductiva provocó que los machos dominantes abandonaran sus harems y sus territorios. La cosecha de machos dominantes resultó en una reproducción caótica en grupos que incluía machos de todas las edades e incrementó el hostigamiento a hembras. Deblinger y Alldredge (1989) encontraron una situación similar en Wyoming. Sin embargo, dado que los cazadores de rifle sólo estaban en el campo por 1-2 días, los machos otra vez defendían activamente sus territorios para el tercer día de la estación. El estudio de Copeland fue con un hato cazado intensamente en un valle estrecho. En Wyoming, aparentemente los berrendos han sido cazados durante el apareamiento desde que la caza se reabrió en 1934. Ese estado tiene más berrendos que cualquier otro, una alta tasa de sobrevivencia de crías, y cada año son extraídos muchos finos trofeos. Forrest (1985) usó los registros del Departamento de Caza y Pesca de Wyoming para investigar el efecto de la cacería, durante el apareamiento, sobre la tasa reproductiva. Ella no encontró diferencias estadísticas entre áreas y la muerte de machos dominantes aparentemente no disminuyó la proporción de hembras a crías. Y, aunque Copeland (1980) observó significativo quebranto social por la cacería durante la época reproductiva, no pudo mostrar ningún efecto adverso sobre subsecuentes proporciones crías:hembras.

La crítica a la cacería de poblaciones de berrendos durante el apareamiento incluye un supuesto desgaste prematuro de las reservas de energía de las hembras, las cuales son vitales para la sobrevivencia de invierno, y la reproducción de machos inmaduros o inferiores que puede contribuir a una carencia de vitalidad genética. Estas preocupaciones aún no han sido probadas; sin embargo, los legítimos objetivos del manejo del aprovechamiento, tales como proveer recreación a los cazadores y ajustar los números de berrendos a un nivel o meta orientados necesitan ser cuidadosamente considerados y balanceados con el clima, la presión de cacería, el éxito de los cazadores, etc. cuando se recomienden las fechas de la época de caza.

Si la época de caza está puesta en el tiempo óptimo para la conveniencia del cazador, la reproducción puede ser interrumpida y los machos en buena condición reproductiva pueden no ser una buena tabla de precios. Esta dicotomía de opciones generalmente confronta a los manejadores y tiene una relación significativa sobre otras recomendaciones del aprovechamiento, tales como la duración de la estación y la definición de los animales legales. Por esta razón las decisiones de manejo del aprovechamiento deben hacerse sobre la base de datos recientes y confiables, analizados cuidadosamente por manejadores experimentados.

Duración de las estaciones: La duración de la estación depende principalmente del número de berrendos a ser cosechados en una zona y de las armas legales permitidas. En Estados Unidos y Canadá las estaciones varían de dos días a dos meses. No hay

temporada de caza en México, ya que en los estados que tienen, las poblaciones son pequeñas. Nuevo México restringe a los cazadores de rifle y de mosquete a 2-3 días, mientras que permite a los cazadores de arco hasta 9 días (Morrison 1984). Estas son estaciones conservadoras, especialmente para los arqueros, y pueden ser impuestas tanto por conveniencia administrativa o presión de los propietarios de la tierra, como por criterios biológicos. En contraste, Montana tuvo en 1991 una estación de arquería de 65 días y de 29 días para rifle, con los últimos 29 días de la estación de arquería concurrentes con la estación de rifle.

El estudio de Copeland (1980) en Idaho indicó que una cacería intensa y prolongada interrumpía la reproducción de los berrendos y recomendó que ninguna cacería fuera permitida del 15 de septiembre al 10 de octubre. En los estados con más berrendos, Wyoming y Montana, la estación de arquería puede durar dos meses o más y continuar durante el apareamiento. La estación de rifle puede correr concurrentemente con la estación de arquería durante un mes. Aunque esto suena como un disturbio excesivo, la densidad de cazadores de arco es baja debido al vasto terreno ocupado por los berrendos.

Durante el primer fin de semana de la estación de rifle la mayoría de los cazadores permitidos están en el campo y se llevan casi el 90% de la cosecha; por lo tanto, ocurre poco disturbio para los berrendos en el resto de la estación. Varios estados (de Estados Unidos) calendarizan sus cacerías después de la época reproductiva y eso puede ser el mejor procedimiento para el bienestar de la especie a largo plazo.

Armas legales: En cada zona en particular, el nivel de éxito en el aprovechamiento y la oportunidad de cazar tienden a regir el tipo de armas legales para cazar berrendo. Dependiendo del objetivo que se persigue para la población de berrendo, la mayoría de la cacería con arco tiene los límites de los permisos y/o pueden ser de larga duración dado el bajo éxito que tienen los cazadores de arco. Sin embargo, las innovaciones en la arquería continúan incrementando su éxito por el ocultamiento en toldos cerca de las fuentes de agua, el uso de señuelos y llamadas durante el apareamiento, la utilización de equipo más sofisticado. Durante las estaciones de arquería de 1981–1983 en Arizona, el promedio de éxito del aprovechamiento fue del 7%, una década después en 1994–1996, el éxito de la caza con arco en ese estado se incrementó al 18%. En el noroeste de Colorado, donde los arqueros a menudo usan toldos en fosas cerca del agua, el éxito típicamente excede al 60%. Los manejadores usualmente pueden dar más oportunidad a más gente que caza con arco ya que minimiza el impacto sobre los berrendos. Una excepción a este bajo impacto puede ocurrir cuando los cazadores esperan en las fuentes de agua en las zonas áridas y causan que los animales eviten tomar agua. Las estaciones para mosquete y otras armas especiales, tales como las pistolas (Ochs 2000), usualmente tienen más éxito que los de arco pero su estación puede ser aún más larga y con límite de permisos más liberal que la de los cazadores con rifle moderno. Dado el relativo alto éxito alcanzado por los cazadores de rifle moderno, los manejadores deben hacer cálculos muy precisos del número de animales a cosechar y de acuerdo a esto establecer el número de permisos.

Animales legales y límites de los permisos: La definición de los animales legales y los límites de los permisos varían de acuerdo a los niveles de la población de berrendos y las metas y objetivos del estado o provincia. En Montana, Martinka (1966) reportó

que la selección de machos adultos parecía estar basada más en la preferencia del cazador que en la estructura del hato. Si el objetivo del manejo del aprovechamiento es la reducción del hato, una forma de alcanzarlo es los permisos para hembra/cría o permisos múltiples de este tipo por cazador en cacerías cortas. La cosecha de hembra/cría usualmente se cumple por la edición de permisos para berrendos con cuernos más cortos que las orejas. El establecer límites de permisos sólo para machos o de ambos sexos (cualquier berrendo) con permisos para hembra/cría durante los últimos días de la estación confunde al público y dificulta su impulso. Los cazadores de arco usualmente tienen permiso de ambos sexos y su aprovechamiento limitado normalmente tiene poco efecto sobre los niveles de la población.

Dado que los machos adultos establecen y defienden territorios con propósitos reproductivos (Bromley 1969, 1977, Kitchen 1974) o controlan y defienden haréms antes y durante el apareamiento (Prenzlou y col. 1968, Deblinger y Ellis 1976), los machos más grandes se vuelven presa fácil para los cazadores durante el apareamiento. La cacería de los machos grandes por la exclusión de otros miembros del hato puede provocar desorganización en la jerarquía de dominancia, especialmente en poblaciones pequeñas, y puede tener influencia directa en la adecuación y la “calidad de los trofeos” de la población (Copeland 1980, Deblinger y Alldredge 1989). La cacería puede inducir conducta no territorial. Si una cacería se va a realizar antes o durante la estación reproductiva, se deben tener consideraciones en las regulaciones, ya sea limitar el número de machos cosechados o cerrar zonas seleccionadas para darle protección al menos a una parte de los machos dominantes.

Aprovechamiento en tierras públicas versus propiedad privada: Un manejo apropiado requiere que, cuando se establecen las regulaciones del aprovechamiento del berrendo, los manejadores consideren los intereses de los propietarios de la tierra y de las agencias responsables del manejo de la tierra. Dood (1984) anotó que “El problema social básico en el manejo del berrendo es que los berrendos son una mercancía pública que vive en tierras privadas”. Casi el 62% de los berrendos en Canadá y Estados Unidos se encuentran en tierras privadas (O’Gara y Morrison 2004). Los dueños de la tierra también controlan el acceso a considerables extensiones de terrenos públicos. Obviamente, la cooperación entre los propietarios de la tierra, como “El Rancho del Desierto” en Utah/Wyoming, y las agencias de manejo de vida silvestre es necesaria para coordinar los programas de aprovechamiento. Para el año 2000, en 11 de los 16 estados del oeste de Estados Unidos, los propietarios de la tierra dieron algún tipo de preferencia si tenían importantes números de berrendos en sus terrenos. Los propietarios de la tierra en México podrían tener permiso para berrendo si tuvieran una buena población en sus terrenos y si cuentan con un plan de manejo de la especie con las autoridades respectivas.

En Estados Unidos y Canadá, cada estado y provincia ha enfrentado de diferente manera el problema del manejo del berrendo en tierras privadas. En Nuevo México el éxito de la cacería en tierras privadas a menudo alcanza el 95%. Si Nuevo México restringiera la época de caza en tierras públicas para acomodarla a la de tierras privadas, penalizaría al cazador de tierras públicas. Consecuentemente el estado establece estaciones en tierras públicas y privadas que corren concurrentemente y con uniformidad en los límites de los permisos. Los propietarios de la tierra firman convenios de cacería para permitir el

manejo del berrendo en sus tierras privadas. Si el dueño de la tierra tiene tierra pública alquilada para beneficio del ganado, se debe permitir al público cazar en esa localidad. El número de permisos asignados a tales ranchos son divididos en permisos privados y públicos de acuerdo con el porcentaje de la población de berrendo en cada tipo de tierra. Esta estrategia permite a Nuevo México establecer el número de permisos que cumple con las necesidades de ambos, los objetivos del propietario y de la población de berrendo.

Los cazadores que van a tierras privadas en Nuevo México no necesariamente tienen que ir por un permiso de paso. En su lugar pueden comprar el “derecho de entrada” del propietario de la tierra y entonces el dueño de la tierra o su agente le proporciona uno de sus permisos y una autorización para comprar una licencia del estado. Este tipo de sistema es especialmente popular entre los cazadores adinerados no residentes que no necesitan seguir todo el proceso de sorteo de permisos. En las tierras privadas que tienen poblaciones de berrendo con “excedentes”, el estado establecerá la cacería de sólo hembras si el propietario firma un convenio permitiendo cierta cacería pública.

En California los propietarios de la tierra que desarrollan un plan de manejo aprobado, e incrementan el número de berrendos en su propiedad, pueden obtener estaciones más largas o límites en los permisos más liberales que los de tierras públicas (Pyshora 1986). En Texas, casi toda la cacería de berrendo es en terrenos privados. Los permisos son editados para el propietario de la tierra que entonces cobra a los cazadores los derechos de entrada junto con el permiso (Dvorak 1986).

Al fin de la década de 1970's muchos rancheros en el este de Montana estaban cerrando sus tierras a la cacería pública por el gran número de cazadores, un aumento en la paralización de la economía agrícola y un endurecimiento en las actitudes hacia el uso público de las tierras privadas. En 1985 el Departamento de Pesca, Vida Silvestre y Parques de Montana instituyó el uso de una plataforma para un sistema de manejo para todo el estado para dar a los manejadores de vida silvestre la capacidad de aprovechar suficientes animales para mantener los hatos saludables y reducir el daño a los cultivos agrícolas (Korn 1990).

Dos procedimientos de manejo fueron diseñados especialmente para abrir las tierras privadas a la cacería. Uno eliminó la necesidad del trato por parte del propietario de la tierra con los cazadores, y el otro fue diseñado para restituir al dueño de la tierra el tiempo que pasa reuniendo o dirigiendo cazadores. Así, en el este de Montana, a menudo el Departamento proporciona personal para manejar a los cazadores o paga a los propietarios de la tierra por el tiempo que pasan dirigiendo a los cazadores, llenando los permisos, patrullando la propiedad, ayudando a los cazadores con sus trofeos y otras actividades. Esto resultó en más de 2'000,000 de hectáreas de tierras privadas que se abrieron a la cacería (Korn 1990). A la fecha, la plataforma de manejo ha funcionado bien para todos los involucrados. Tal vez una razón por la que los rancheros de Montana adoptaron esa plataforma de manejo es el acercamiento de parte del Departamento. Los acuerdos se están conduciendo en la manera que los rancheros de Montana están acostumbrados, de apretón de manos, sin largos contratos involucrados (Korn, com. pers.). Sin embargo, el Departamento está alcanzando los límites de cuánto tiempo y dinero puede ser gastado en el programa.

Wyoming ha usado por muchos años un sistema en el que una marca anexa a cada

permiso de berrendo puede ser despegada y entregada al propietario de la tierra, y luego él es reembolsado por el estado. Actualmente los propietarios de la tierra obtienen \$9.00 dólares por cada cupón, reembolso que generalmente se considera inadecuado. El programa de cupones de los propietarios de la tierra de Wyoming viene casi desde 1934 cuando la Comisión de Caza y Pesca estaba respondiendo a lo que se consideraba como una sobrepoblación de berrendos en algunas zonas del estado. La Comisión aprobó una regulación para pagar a los propietarios de la tierra \$2.00 dólares por cada berrendo cazado por residente y \$5.00 dólares por animal cazado por no residente para cubrir los “gastos de administración de los berrendos alimentados”. El programa de cupones ha conllevado varios cambios desde entonces y la diferencia en el valor entre los cupones de residentes y no residentes fue removido.

El intento del programa fue, y aún es, retribuir a los propietarios de la tierra por el forraje consumido por la fauna silvestre que reside en su propiedad (Anónimo 1986). No obstante en la mente de algunos evolucionó una falsa noción sobre el programa y piensan que estaba diseñado para impulsar a los propietarios de la tierra a permitir la cacería pública en sus tierras. Los problemas relacionados con el acceso a las tierras privadas en Wyoming son significativos y están empeorando. Por lo tanto, si hay algún intento en el programa para mejorar el acceso a tierras privadas, está fallando. Los propietarios de la tierra han expresado insatisfacción con el programa citando dos problemas: los ingresos no son distribuidos equitativamente y no son suficientes. El Departamento de Caza y Pesca de Wyoming investigó el programa y determinó que la comunidad agrícola estaba en lo correcto. Los \$9.00 dólares no compensan al dueño de la tierra por el forraje consumido por un animal ni compensa por los animales no cosechados por los cazadores. También, los berrendos que residen en alguna propiedad durante la estación cerrada a la cacería probablemente serán cazados en otra propiedad durante la estación de cacería. Consecuentemente los propietarios que reciben la compensación por los cupones pueden haber sostenido con menor cantidad de forraje perdido por la fauna silvestre (Anónimo 1986).

Muchos permisos para cazar hembras con cría para residentes son vendidos a la mitad de precio (\$8.50) y los agentes de licencia reciben \$0.50. Así, El Departamento de Caza y Pesca de Wyoming está subsidiando los permisos de hembra con cría para obtener una cosecha adecuada.

Estableciendo el número de permisos: Con raras excepciones, el número de animales a ser tomados de cierta población debe ser regulado para prevenir un sobre aprovechamiento o una indeseable proporción de sexos posterior a la cacería. Por consiguiente, los manejadores restringen el número de permisos emitidos para alcanzar los objetivos particulares del aprovechamiento. El número de permisos en una unidad de manejo de caza o en un rancho en particular, se determina después de una evaluación anual que da índices del tamaño de la población y de la proporción de machos por hembra. El número de animales a ser aprovechados se calcula para hatos de unidades individuales y los números de permisos se establecen usando la información anterior sobre el éxito de cacería.

Generalmente es necesario sortear los permisos por unidad de caza para distribuir el aprovechamiento entre los hatos de berrendos en una provincia o estado. Por ejemplo,

en Montana los hatos están centrados en el este y la población humana está centrada en el oeste. Si los cazadores no son limitados a zonas en particular, los hatos de berrendos del oeste serían sobre cosechados y algunas áreas del este no serían cazados en gran parte. Las oportunidades de sortear un permiso en un distrito del oeste están generalmente entre 33 y 50%. Algunos permisos del este usualmente están disponibles después del sorteo y pueden ser comprados en ventanilla u oficina correspondiente.

En algunos estados (de Estados Unidos) con limitado número de berrendos, pero con alto porcentaje de trofeos, los permisos de cacería pueden atraer considerable demanda. Por ejemplo en Arizona la demanda ha sido tan alta como haber 146 solicitudes por permiso disponible para algunas unidades de manejo. La proporción de solicitudes para todo el estado es de 22 solicitudes por permiso.

En adición a los permisos regulares, en varios estados (de Estados Unidos) también se han editado permisos especiales para la recaudación de fondos. Estos permisos especiales, diversamente llamados “permisos del Gobernador” o “etiquetados para la conservación”, se rifan o se subastan para producir ingresos que financian diferentes actividades de manejo del berrendo. La legislatura estatal en Arizona autorizó el uso de hasta dos permisos para cada especie para propósitos de recaudación de fondos cada año; todo lo recaudado de estos permisos se usa en proyectos específicos de cada especie. Desde 1985, los 20 permisos etiquetados para el berrendo en Arizona han generado \$163,121. Esta recaudación apoya traslocaciones de berrendos y mejoras en su hábitat.

Estimación del aprovechamiento. Estimaciones confiables del aprovechamiento, éxito en la cacería y días por cazador (esfuerzo) son necesarias para que un programa de manejo de vida silvestre sea efectivo, sin considerar el método usado para formular e implementar tal programa (Cada 1985).

Con esta información los manejadores pueden evaluar el éxito y/o las fallas de la estrategia del aprovechamiento y permite hacer ajustes para alcanzar los objetivos de las poblaciones de berrendo. Si un manejador puede documentar la cacería ilegal u otras pérdidas, esas pérdidas deben ser consideradas al establecer los objetivos del aprovechamiento.

El primer método usado para obtener datos del aprovechamiento fue requerir a los cazadores que han cosechado berrendos que paren en una estación de chequeo. La información biológica que se obtiene en dichas estaciones incluye: condición corporal, tamaño de cuernos, y distribución de sexo y edad de los animales sacrificados. Con los niveles de precisión tan aceptables que se obtiene en las entrevistas por correo o por teléfono, las estaciones de chequeo se han vuelto menos populares entre las agencias de manejo de vida silvestre, particularmente por el alto costo de operación. En las zonas donde se colecta información biológica, las estaciones de chequeo dan a los manejadores una oportunidad para obtener oportunamente una variedad de información sobre el aprovechamiento. También permiten interactuar a los manejadores directamente con los cazadores para reforzar las relaciones públicas, para la promoción de los valores educativos y para hablar del funcionamiento y difusión de la ley. Si el tamaño de la muestra es suficientemente grande (lo cual es raro), la información obtenida en una estación de chequeo se puede cruzar para evaluar la precisión de los cuestionarios de

correo o teléfono. Para hacer esto, se deben registrar todos los números de los permisos o licencias durante todas las encuestas.

Las estaciones de chequeo y los chequeos a los cazadores en el campo son menos usados hoy que en las décadas pasadas. Biólogos de Wyoming encontraron que los datos de las estaciones de chequeo a menudo están sesgados en diferentes formas. Los cazadores con éxito, especialmente los de machos grandes, son los que más probablemente se detengan en una estación de chequeo en comparación con los cazadores sin éxito o los que llevan hembras o crías. Incluso hay cazadores que se salen de su camino para parar y mostrar sus animales. También el tamaño de las muestras de las estaciones de chequeo a menudo es pequeño a menos que haya una forma de bloquear por completo a los cazadores para dejar una zona por otra ruta. Los cazadores de trofeo, no residentes, cazadores sin éxito y aquellos de permiso múltiple son especialmente aptos para estar en el campo hasta después de que la estación de chequeo sea cerrada. Las modernas estaciones de chequeo son principalmente para obtener información biológica y las estadísticas de aprovechamiento son secundarias. Algunas veces se pueden obtener buenas muestras para sexo y edad en los almacenes con servicio de refrigeración.

La investigación ha mostrado que los cuestionarios por correo pueden ser usados para estimar los niveles de aprovechamiento y los días que pasan en el campo los cazadores, asimismo dan información sobre los tipos de armas usadas, clases de edad y sexo de los animales sacrificados, área de cacería y la proporción de heridos. Estos datos sobre la tendencia, por lo general, son suficientemente precisos para los manejadores de vida silvestre y los administradores quienes entonces usan esta información para establecer las fechas de la estación, los límites de los permisos y los tipos de arma para futuras cacerías.

Varios análisis han mostrado que existen sesgos en los datos de los cuestionarios de correo. Basados en envíos repetidos (para incrementar la proporción de regreso) y sobre numerosas comparaciones con chequeos al cazador, datos de estaciones de chequeo y entrevistas telefónicas, parece que son sobreestimados el número de cazadores, el éxito y la tendencia del aprovechamiento. Esto resulta del hecho de que los cazadores con éxito son los que más probablemente regresen sus cuestionarios que los no exitosos o aquellos que no salieron a cazar. Estos sesgos generalmente resultan en sobreestimación de casi el 10% del aprovechamiento. Si los métodos son consistentes, los sesgos también lo son y por lo tanto no deben comprometer la comparabilidad de los datos entre años y zonas. El sexo de los animales aprovechados y los porcentajes de heridos generalmente resultan en errores de menos del 5%.

A través de varios estudios se han desarrollado ecuaciones (estadísticas) para medir el sesgo de los cuestionarios hechos por correo. Al conducir las evaluaciones el factor crítico para que sean confiables es obtener el cuestionario de manos del cazador después de la cacería tan pronto como sea posible. Un procedimiento es editar la evaluación con la licencia, así el cazador puede estar preparado para identificar las respuestas a las preguntas. Si esto no es posible, la evaluación deberá enviarse por correo dentro de los días de la cacería o la información obtenida será menos confiable. En Estados Unidos varios estados que usaron evaluaciones continuas para los cazadores que no responden



Figura 16. Los métodos más comúnmente usados para obtener información sobre los aprovechamientos actualmente son entrevistas a través del correo y por teléfono. Las estaciones de revisión a veces aún son útiles para este propósito, pero la mayoría ahora son operadas para coleccionar datos biológicos, tales como peso del animal que es tomado aquí. Foto de G. Michell; cortesía del Departamento de Fotografía Gubernamental de Alberta.

encontraron que el gasto no se justificaba para el ajuste estadístico de los resultados (Strickland 1979, Couling y Smith 1980, Cada 1985, Pyshora 1986).

Una alternativa a la evaluación realizada por correo es hacer un cuestionario por teléfono. Este da al evaluador contacto directo con el contestador y le permite precisar respuestas. Cada (1985) encontró que la evaluación por teléfono ahorra dinero, era más aceptada por el público y reducía las fuentes de error. Otro beneficio es que el manejador no tiene que esperar por el servicio postal para empezar a hacer cálculos de las respuestas. Sin embargo, este tipo de evaluación tiene sus propios problemas – números de teléfonos no enlistados, gente que se rehúsa a hablar con los representantes del Servicio de Pesca y Caza, respuestas inseguras, etc.

También se han usado chequeos en el campo para determinar el aprovechamiento. En donde se han realizado se ha dedicado mucho tiempo a contactar suficientes cazadores para dar validez estadística a los datos. Los chequeos en el campo a menudo son conducidos por oficiales de vigilancia y conservación. A veces la calidad de los datos puede cambiar en función de las prioridades que se imponen a la colecta de información para la vigilancia. Si se usan los chequeos en el campo para estadísticas del aprovechamiento, los manejadores tienen que dedicar suficiente tiempo y horas hombre extra para asegurar que el esfuerzo dará suficientes datos. Como regla, los chequeos en el campo sólo deben usarse en pequeñas áreas para obtener datos que pueden

compararse con aquellos obtenidos por evaluaciones de correo o teléfono que obtienen grandes cantidades de datos del aprovechamiento. Tales chequeos en el campo pueden ayudar a determinar los sesgos inherentes en otras técnicas de colección de datos, si los nombres y números de licencia son registrados.

Modelando la población y las estimaciones

Se deben hacer esfuerzos para desarrollar modelos de simulación válidos para mejorar el manejo de las poblaciones (Salwasser 1980, Gasson y Wollrab 1986). Una revisión de los diferentes modelos de población usados para manejar al berrendo la da Kohlman (2004). Los modelos de simulación también ayudan en la colecta de las estimaciones disponibles, los datos de las cacerías y para hacer proyecciones razonables (Pojar 2004). Como la demanda para el recurso berrendo se incrementa, será cada vez más importante refinar las estrategias del aprovechamiento para maximizar la recreación mientras que se asegura que el recurso está protegido. Las simulaciones (o modelado) de la población pueden dar una mejor definición del hato en las unidades, ayudar a organizar la colección de datos y simular mejores métodos de colección de datos. La construcción de un modelo de simulación también sirve como una experiencia de aprendizaje ya que los manejadores no pueden replicar la estructura de una población, manipular esa población y juzgar la validez de sus datos sin la implícita creciente preocupación de las complejas interacciones que ocurren. El mejor entendimiento de la dinámica de la población y la capacidad de generar y explorar opciones de manejo antes de su implementación sólo pueden llevar a un manejo más inteligente.

Varios programas para computadora, tales como Vortex, han sido desarrollados para modelar la población. Vortex ha sido usado para modelar las poblaciones de berrendo amenazadas en Sonora y Baja California Sur (Cancino y col. 1995, DeVos y Thompson-Olais 2000, Hosack y col. 2002). Este modelo trabaja bien con tamaños de la población reducidos e incluye fuerzas tanto estocásticas como determinísticas (Miller y Lacy 1999).

En Wyoming, los biólogos usan los programas para computadora POP-II o POP-III desarrollados por Fossil Creek Software, Fort Collins, Colorado. En Wyoming se realiza un censo de berrendo alrededor de cada tres años con transectos en línea o “conteos totales” usados para alinear los modelos poblacionales. Los datos de la estimación, junto con la información del aprovechamiento y la composición de edades son usados para calcular la población estimada por los modelos POP-II o POP-III.

Estos modelos trabajan parcialmente fuera de los cambios en las proporciones. Para facilitar el modelado de la población, éstas se definen para aquellos animales que tienen menos del 10% de intercambio con poblaciones adyacentes. Para los propósitos del modelado, es esencial obtener datos en tamaños de muestras adecuados, sin sesgos, sobre la composición del hato y del aprovechamiento. Una ventaja del modelo es que identifica los datos de baja calidad. El berrendo es tal vez la especie más fácil de modelar porque es la más observable. El principal valor de los modelos es para proyectar las poblaciones de berrendo hacia el futuro, y calcular los números, sexos y edades de los animales que necesitan ser cosechados para llegar a las metas de manejo. La cacería como herramienta de manejo ha sido cuestionada en el pasado y continuará siendo cuestionada

por los grupos anticacería. El modelado de la población da la justificación (no siempre aceptada) para controlar y manejar las poblaciones por medio de la participación de los cazadores. Los modelos de desarrollo de las poblaciones también dan a los manejadores de vida silvestre, a los manejadores de la tierra y a los usuarios de tierras públicas, la habilidad de engranarse en discusiones productivas respecto al manejo de la población de berrendos en cuestión y del área que habitan.

Estimación de la población de berrendo:. Los números de berrendos se han estado estimando sobre una base irregular por más de 70 años. Usando datos de los informes, la estimación de la población es calculada para hatos específicos, para unidades de manejo de caza y otras áreas específicas, para los estados y provincias, y aún para naciones. La primera estimación de la población, confiable, a gran escala, basada en datos de informes, fue una compilación hecha por Nelson (1925) para Norte América. Después, durante los años 1930's y 1940's, el Servicio Forestal y el de Pesca y Vida Silvestre de Estados Unidos compiló las estimaciones para los bosques nacionales y los Estados Unidos. Desde entonces, Yoakum (1968, 1978, 1986, 2004a) preparó estimaciones de la población basado en cuestionarios enviados a las agencias de vida silvestre en Canadá, México y los Estados Unidos. Tal documentación es necesaria para rastrear la tendencia de la población a largo plazo y determinar las razones de los cambios. Los números de berrendos deben recopilarse cada dos años en conjunto con los Talleres Bienales sobre Berrendos. Tal documentación, sobre una base de provincia por provincia y estado por estado, puede ser comparada con los cambios de uso de la tierra, clima, prácticas de manejo, y otros fenómenos, para entender mejor las razones del incremento y decremento de la población. Tal seguimiento puede llevarse a cabo mejor por cada agencia de vida silvestre de las provincias o estados, pero alguna organización debe estar a cargo de compilar los números totales de Canadá, México y Estados Unidos, y asegurar que todos los datos fueron obtenidos por similares procedimientos. Los resultados de la evaluación de cada estado y provincia deben publicarse, y lo han sido, en la Memoria de los Talleres Bienales sobre Berrendos. Dado que no hay continuidad en el personal que asiste a los Talleres, alguna otra organización, tal vez la Fundación Norteamericana para los Berrendos, necesita tomar la responsabilidad de contactar a todas las agencias de las provincias y estados, a tiempo para presentar los resultados para su publicación en el futuro Taller Bienal sobre Berrendos.

Normalmente el número de berrendos ha sido evaluado una o dos veces por año, una en julio - agosto para estimar la tasa de reclutamiento de crías y la proporción de machos - hembras, y otra en invierno para estimar el número de berrendos después de la época de caza. Las agencias de las provincias de Canadá y de los estados de Estados Unidos tradicionalmente han usado el resultado del censo de verano para reportar la estimación anual. Sin embargo, aproximadamente para la pasada década, algunas agencias estatales han reportado los datos de la población basados en el censo que hacen en seguida de la época de caza (en invierno). Cuando éstos son comparados con los reportes de otras agencias, es necesario asegurarse que todos los números fueron obtenidos por procedimientos comparables, para áreas comparables, durante la misma época del año. Por ejemplo, algunas agencias permiten la cacería legal del 10 al 40% de sus hatos. Este aprovechamiento, junto con otras pérdidas y la cacería ilegal, puede

resultar en poblaciones mucho más pequeñas post-cacería de la que estuvo presente en el verano anterior. Por lo tanto es imperativo que las evaluaciones de los estados y provincias para el tamaño total del hato esté basado en datos derivados por medio de métodos similares en épocas del año similares.

Manejo estético. Como lo declararon Smith y Beale (1980): “Además de los cazadores, mucha más gente ha disfrutado simplemente observando este único, desconcertante y espléndido animal”. Algunas poblaciones de berrendo, tales como los animales del Parque Nacional del Bisonte, cerca de Moise, Montana, el Parque Estatal Isla Berrendo en Utah y en el Parque Nacional de Yellowstone, son manejados casi exclusivamente sobre una base estética. Situaciones similares descartan el aprovechamiento y están presentes en algunas bases militares y en numerosas áreas interfase urbanas. Aún otras poblaciones están presentes en zoológicos y parques animales, y la fotografía e historia natural de tales poblaciones ha sido un componente importante de la literatura sobre el berrendo (Turbak y col. 1995, Byers 1997, 2003, Geist y Francis 2001).

No obstante debe considerarse que tales poblaciones a menudo requieren de ciertas medidas de manejo para prevenir sobrepoblaciones y desbalance en la proporción en los sexos. En adición a las capturas periódicas y la extracción de animales, otras acciones pueden ser necesarias para proveer visibilidad de los animales al público, prevenir excesivo disturbio, proporcionar inoculaciones contra enfermedades, asegurar el tratamiento médico de los animales heridos o individuos debilitados, y para permitir el sacrificio de algunos animales.

Captura y traslocación

La captura y traslocación de los berrendos han sido y continúan siendo partes integrales del manejo. Aunque la restauración de esta especie por las traslocaciones ha sido fenomenalmente exitosa, la captura y traslocación aún son componentes importantes de su manejo en algunas zonas.

Captura de berrendos: Los berrendos pueden ser capturados usando una amplia variedad de redes, trampas, drogas y, bajo ciertas condiciones, sin la ayuda de ningún medio mecánico o químico. Cada método está diseñado ya sea para reducir a un berrendo (o un grupo de berrendos) a una condición de restricción como requisito de una meta de manejo o para alguna necesidad de investigación.

Amstrup y col. (1980) sugirieron algunos parámetros a considerar cuando se va a seleccionar un método de captura. Incluidos estaban el número, edad y sexo de los animales necesarios; densidad de animales en el área de trampeo; características del terreno y la proximidad de los caminos; familiaridad de los berrendos con los cercos; qué tan cautelosos son los animales; posibilidad y aceptación de la mortalidad; y el costo en términos de tiempo y dinero por animal capturado o marcado.

Trampas de corral. Las trampas de corral fueron usadas por los nativos americanos y han probado su valor muchas veces como un medio efectivo en cuanto al costo para capturar grandes números de berrendos. Varias agencias han modificado el diseño básico para llenar sus necesidades específicas. Versiones detalladas de diseños y formas



Figura 17. Un pequeño hato de berrendos de Nuevo México fue traslocado al estado de Coahuila en el norte de México. La nueva localidad es un rancho privado dentro del rango de distribución histórica. Tal manejo cooperativo internacional es un esfuerzo para reestablecer la natural diversidad en la vida silvestre de Norteamérica. Foto de Patricio Robles-Gil.

que han resultado en mejoras al diseño básico de la trampa de corral. A menos que se indique de otra manera, las siguientes guías de captura son adaptadas de McKenzie (1983) y O’Gara y Yoakum (2004).

La ubicación de una trampa de corral para berrendo es de extrema importancia (Fig. 18). El diseño básico de la trampa de corral consiste de dos alas lineales, un corral de contención con cortinas, un corral cerrado dividido por una cortina móvil y, algunas veces, un pasillo de carga. Las alas de malla borreguera de la trampa de corral usualmente forman una “V” como un embudo para los animales hacia la boca de la propia trampa. Trabajadores en Wyoming (Moody y col. 1982) gradualmente estrecharon la distancia entre estas alas de entre 300 y 400 m en los límites externos aproximadamente 500 m de la trampa hacia el embudo y la primera cortina. Esto facilitó el problema de los intentos de los berrendos de ir sobre (o a través) de las alas de la trampa. Ellos también usaron redes de carga (las mismas que usaron en la trampa) como alas de la trampa para los primeros 100 m de la boca de la trampa para facilitar el mismo problema y reducir las lesiones a los berrendos.

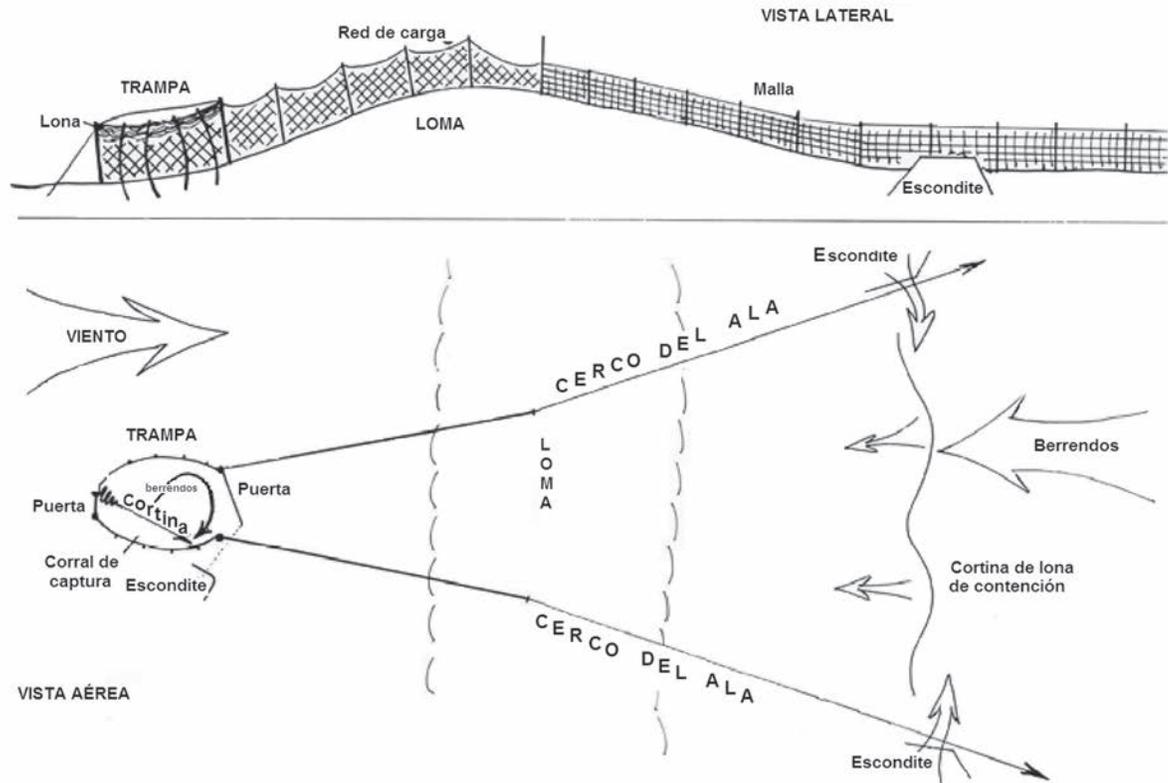


Figura 18. El diseño básico de la trampa de corral consiste de dos alas lineales, un corral de contención y una (puerta de) cortina, un corral dividido por una puerta de cortina de lona móvil y, a veces, un pasillo de carga. La ubicación de la trampa de corral para berrendos, tomando ventaja de las características topográficas para esconder el corral, es de la mayor importancia y se deben considerar los vientos dominantes. Se debe hacer un vuelo de reconocimiento para seleccionar una buena ubicación para el sitio de la trampa y para obtener una idea del número y distribución de los berrendos antes de instalar las trampas. Las trampas o redes deben esconderse en la vegetación o con características topográficas a lo largo de las rutas de viaje conocidas o supuestas. Se deben evitar las barreras naturales o hechas por el hombre, los terrenos empinados o la vegetación alta entre las alas de la trampa de corral, a menos que los berrendos se hayan observado rutinariamente usando tales áreas como senderos de viaje. Se debe evaluar cuidadosamente la existencia de cercos cerca del sitio de trampeo. Esquema de Larry Saslaw; cortesía del Buró de Manejo de la Tierra de Estados Unidos, Rawlins, Wyoming.

La cortina (de lona) de contención que está extendida y atravesada en el embudo facilita el movimiento de los animales hacia la parte final, aproximadamente 200 m dentro del corral. La distancia entre las alas en este punto debe ser de casi 50 m. La cortina está doblada en el suelo entre las alas o cerca de las pantallas que hay a cada lado del embudo. Cuando los animales que se quieren capturar cruzan la cortina doblada, los trabajadores salen de las pantallas y forman una línea a lo ancho del embudo. Cuando la línea de trabajadores está completa, se levanta la cortina para establecer una barrera visual para desanimar los intentos de escape hacia atrás del embudo. Alternativamente, se puede poner una puerta o cortina de red con lona cruzando la entrada del embudo y levantarla después de que los berrendos han pasado, permitiendo almacenar animales en el embudo mientras otro grupo está trabajado dentro de la trampa.

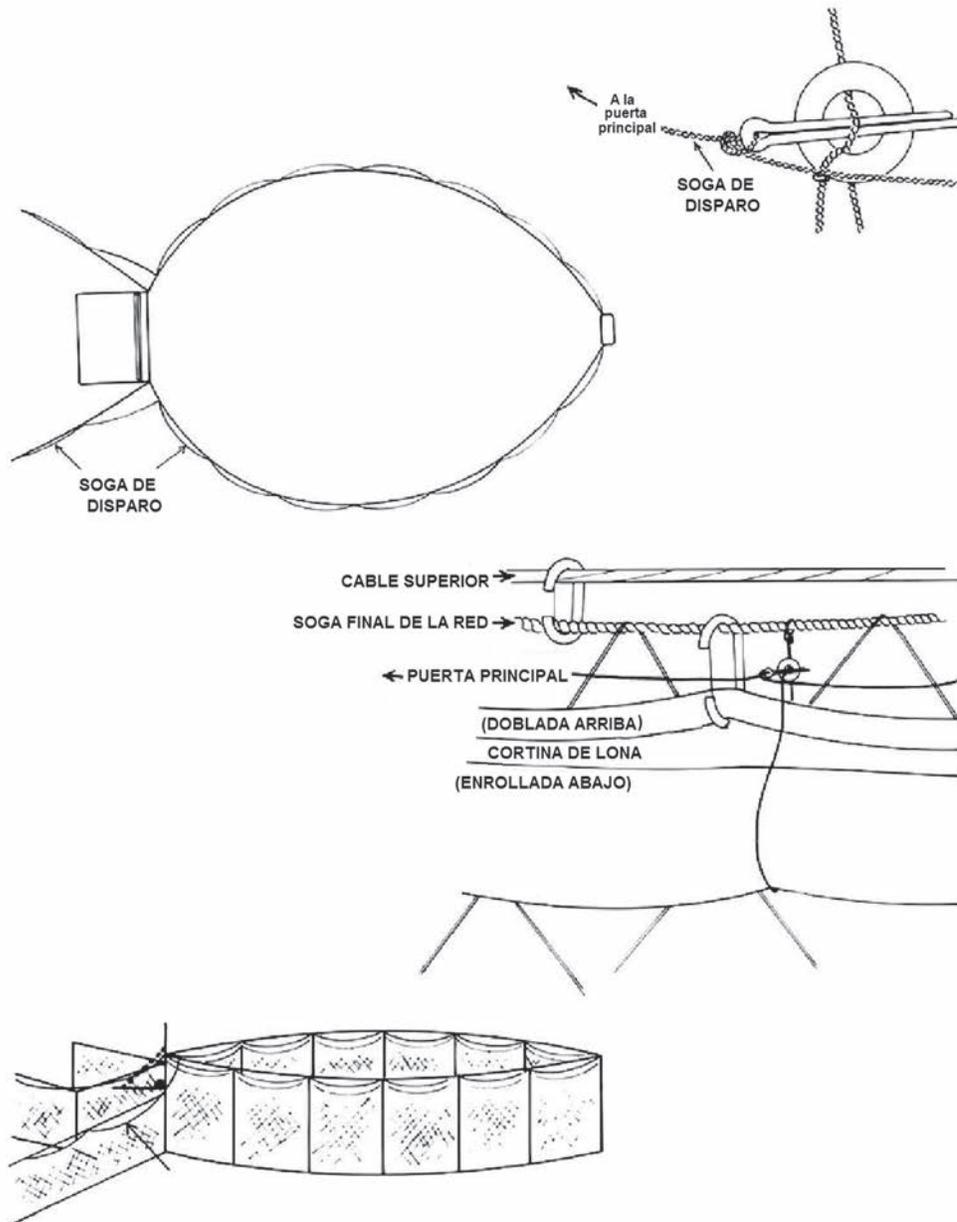


Figura 19. Una cortina como barrera visual reduce los intentos de escape y las lesiones a los berrendos. Aquí se muestran la ubicación y algunos detalles del mecanismo de la cortina. Cortesía del Departamento de Parques y Vida Silvestre de Texas

La parte del corral de la trampa debe ser un óvalo de 13-30 m de diámetro con paredes de red de nailon y postes por fuera. La parte superior de los postes debe exceder 1 m de alto para incrementar la “flexión” cuando los berrendos golpean la red y también para prevenir los choques contra los postes. Se recomienda una cortina como barrera visual (Fig. 19) para lo alto de 2/3 de la misma trampa. Esta cortina o lona reduce los intentos de escape (y las lesiones a los berrendos) por los lados de la trampa, y su suspensión

desde las puntas de las paredes de la trampa desanima los intentos de escape por arriba. Es de gran importancia que la cortina se baje simultáneamente con el cerrado de la puerta de la trampa cuando los berrendos entran a la trampa. Antes de bajarse, se debe enrollar y asegurar arriba de la red con un dispositivo de liberación rápida por medio de una cuerda, una rondana y un seguro.

La correcta ubicación de la trampa y el tomar ventaja de las características topográficas, son vitales para el éxito de cualquier intento de captura de berrendos con redes o trampas fijas. Un primer paso esencial en cualquier esfuerzo de trampeo es un vuelo de reconocimiento para localizar a los animales que se van a capturar y para seleccionar la mejor ubicación de la trampa (McLucas 1956). Para maximizar las oportunidades de éxito, también es recomendable usar las características topográficas y de la vegetación para disimular las trampas o redes a lo largo de las rutas de viaje de los berrendos, sean conocidas o supuestas. El embudo de la trampa de corral no debe contener barreras, sean naturales o hechas por el hombre, terrenos empinados o vegetación alta, a menos que se haya observado que los berrendos rutinariamente usan tales áreas como senderos de viaje. Se debe evaluar cuidadosamente la existencia de cercos en las cercanías de la trampa. Su presencia puede ayudar o dificultar una exitosa operación de trampeo dependiendo de la reacción de los animales a capturar. Se deben seguir estrictamente todas las precauciones de seguridad tanto para los trabajadores como para los animales. La boca y las alas de la trampa de corral deben estar puestas para que los berrendos corran hacia adentro con los vientos dominantes y estar a una distancia segura de trayectorias de vuelo peligrosas (líneas eléctricas, árboles, etc.). Otras precauciones para el vuelo dependerán del juicio del piloto.

Arrear a los berrendos con avioneta durante la operación de captura estresa a los animales. Puede presentarse estrés térmico en tiempos de calor, y la captura con corral no se recomienda cuando la temperatura del aire en el ambiente es mayor a 21°C y preferiblemente debería ser de 10°C o menos. A veces los berrendos son capturados durante el frío de la mañana y puestos en los vehículos de transporte para entonces tener la elevación de la temperatura a niveles letales después, en el día durante el transporte. Durante las operaciones de captura y liberación, la temperatura puede no ser tan crítica por la corta duración del cautiverio. Amstrup y col. (1980) y Reeves (1982) capturaron exitosamente en agosto, cuando la temperatura ambiente era alta, pero usualmente atraparon temprano por la mañana o avanzada la tarde y evitaron manejar o arrear a los animales en el calor del día.

Para arrear a los berrendos dentro de las alas de la trampa de corral, un helicóptero es la mejor herramienta. Si se les presiona constantemente con el helicóptero, parece que los berrendos se estresan, por lo que el piloto se debe atrasar y dejar que los animales vayan hacia la red de manera moderada hasta que llegue el tiempo adecuado para provocar la carrera dentro de las alas y el corral. Las persecuciones prolongadas pueden resultar en incrementos de la mortalidad. Trabajadores de Wyoming encontraron que la proporción de animales muertos perseguidos por 40 minutos puede ser dos veces mayor que la de los perseguidos por 20 minutos; por lo tanto, el tiempo máximo de persecución no debe exceder a los 20 minutos.

La línea de gente con la cortina de contención debe avanzar hacia la boca de la

trampa cuando los berrendos se mueven en esa dirección, parar cuando los berrendos se paran, y moverse cuando los berrendos se mueven. Gentil pero constante, se debe usar presión hasta que los animales entren al corral, la puerta sea cerrada y la cortina de barrera sea liberada. El ruido se debe mantener al mínimo.

Se recomienda que los berrendos capturados se dejen calmar dentro de la calma sin acoso humano por 10-40 minutos (o lo que parezca un periodo de tiempo razonable). Esto es un llamado al juicio, dependiendo de cuán lejos o por cuánto tiempo se han movido los berrendos y la temperatura ambiente.

Usualmente el trampeo requiere de muchos voluntarios y de otras personas que no están familiarizados con la operación de trampeo y manejo de los animales. De ahí que sea esencial una completa preparación de todos los que van a participar en la operación. La preparación debe incluir una explicación sobre: el propósito de la operación, una descripción del proceso de trampeo, del manejo apropiado de los animales, cómo se van a despachar los animales heridos y las precauciones para la seguridad de los trabajadores y de los animales. De acuerdo con la Acta Federal para el Uso y Cuidado de Animales, también se requiere un protocolo detallado de la operación de captura.

Dentro de la trampa debe haber una cortina de lona que puede dejarse atravesando una porción del corral, escondiendo a los trabajadores de los animales. Durante la fase de captura manual, esta cortina se usa para segregarse pequeños grupos de 6-10 animales del grupo principal capturado. Segregar animales en pequeños grupos reduce las posibilidades de herir a los trabajadores y a los berrendos mientras facilita el manejo de los animales.

Manejo y carga. El manejo y carga como se describen aquí, se aplica principalmente a berrendos capturados en las trampas de corral. Otros métodos de captura usualmente implica números de animales más pequeños y se consideran como capturas a mano.

Por cada berrendo segregado por la red de captura debe haber disponibles 2 personas para la captura manual y la restricción, que debe ser tan rápida y efectiva como sea posible. El manejador de enfrente debe controlar la cabeza del animal con un brazo y pasar el otro brazo justo atrás de las patas delanteras. El manejador trasero debe abrazar sus manos abajo del animal justo adelante de las patas traseras. Se debe levantar al animal justo lo suficiente para tener sus patas sin apoyo en el suelo. Para prevenir la aspiración de contenido ruminal cada berrendo restringido o cargado debe estar en la siguiente posición: el esternón hacia abajo y la cabeza por arriba del nivel del rumen. En este punto, el periodo de restricción depende del número de procesos que se juzguen necesarios (marcar, inyectar, medir, etc.) y si se han usado drogas tranquilizantes, sin embargo, durante el traslado, estos procesos deben mantenerse en el mínimo.

Las drogas tranquilizantes promueven cierta docilidad y facilitan el manejo. Dos de esas drogas, Valium (5mg/cc) y Acepromazina (50mg/cc) se usan rutinariamente en las traslocaciones de berrendos. Las dosis son 1cc para adultos y 0.5cc para crías. Sin embargo, se debe evitar el uso de drogas en la mayoría de los casos porque añaden amenazas a los animales. Durante el transporte un animal puede perder su capacidad física y ser pisoteado por los otros; también un animal que es liberado en el sitio de trampeo puede ser más susceptible a la predación o accidentes antes que el efecto de la droga desaparezca.

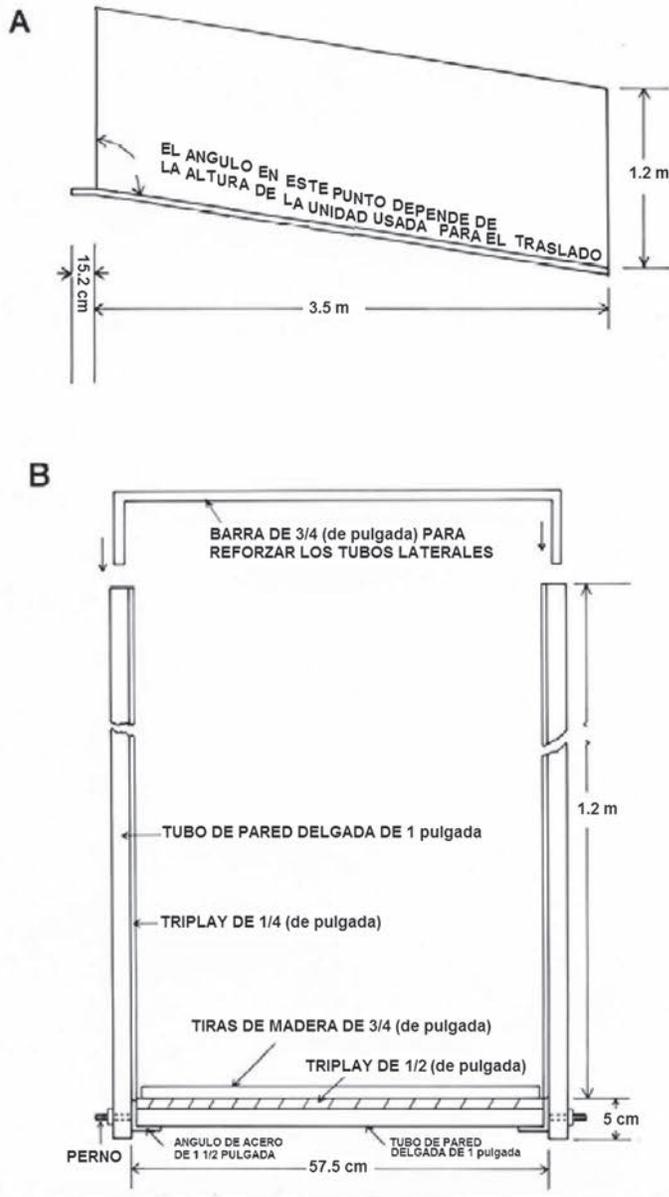


Figura 20a. Detalles de la construcción del pasillo de embarque de berrendos. A=Vista lateral, B=Vista final (Tomado de McKenzie 1984).

Cuando los grupos de berrendos van a ser traslocados y no se requiere manejo individual y no se requiere del marcado, el uso de un corredor de carga tipo ganadero (Fig. 20a & 20b) puede reducir el estrés a los animales y hacer más ágil el proceso de carga. El corredor debe construirse específicamente para berrendos con los costados y la bajada de maderas sólidas, lona por arriba y con un ancho aproximado de 0.5m (McLucas 1956).

Thomas y Allred (1943) describieron la conversión de camiones de $\frac{1}{2}$ y $\frac{3}{4}$ de tonelada con camas divididas para venado. Tales vehículos también son prácticos para transportar berrendos. Vehículos construidos especialmente para transportar berrendos deben estar bien ventilados, completamente cubiertos con lona por arriba, para hacerlos lo más oscuros posible, compartimentalizados (para separar los machos con cuernos) y fáciles de jalar. Adicionalmente, el espacio requerido para cada berrendo durante el

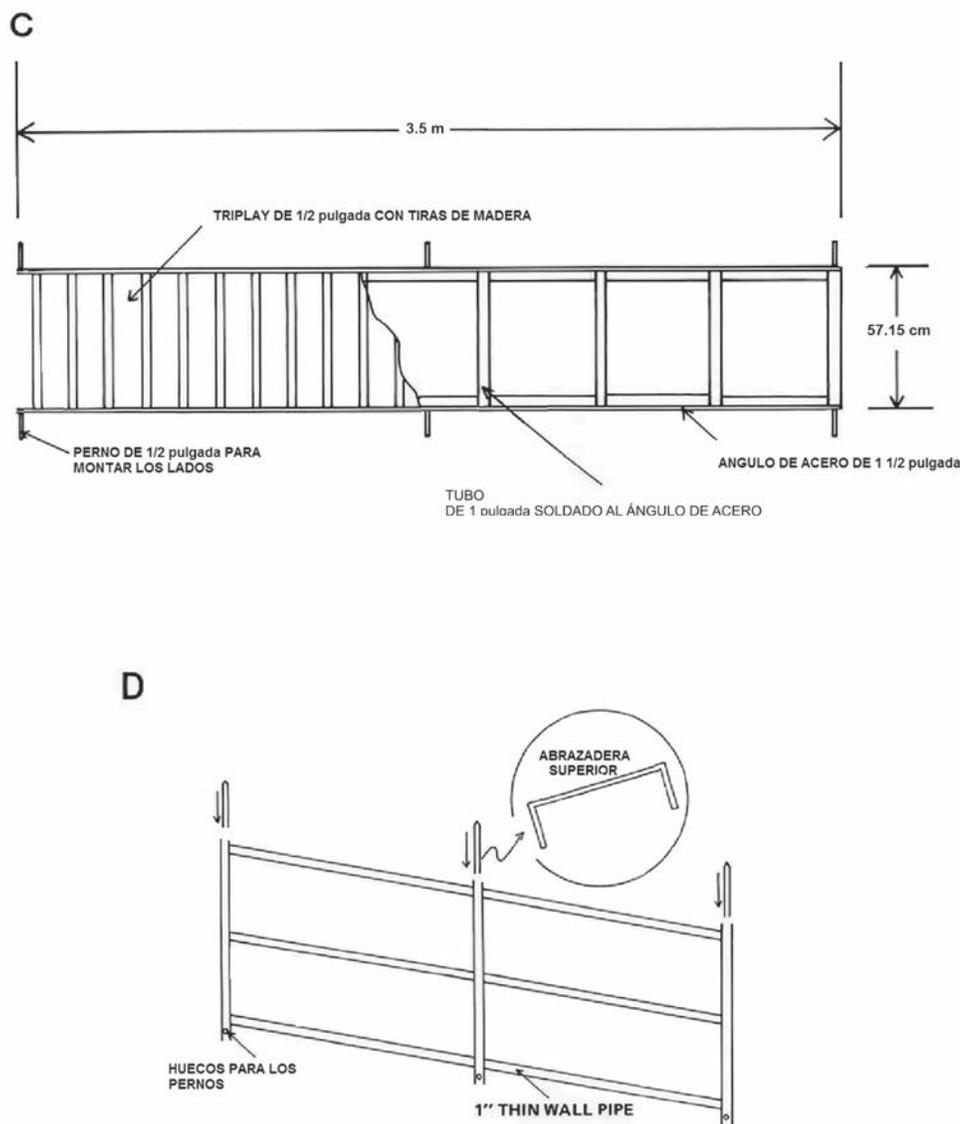


Figura 20b. C=Detalles del armazón del fondo y D=Detalles del armazón lateral (Tomado de McKenzie 1984).

transporte debe ser alrededor de 0.3 m².

Es recomendable cubrir los ojos de los machos con cuernos durante el transporte aun cuando estén separados de los otros berrendos. Cubrirles los ojos es una alternativa a la remoción de las puntas de los cuernos y probablemente sirva para el mismo propósito.

Cada vehículo debe empezar el viaje al sitio de liberación inmediatamente después de que la carga está completa. Durante el traslado el movimiento del vehículo definitivamente tiene un efecto calmante sobre los berrendos. Los berrendos no deben ser transportados cuando la temperatura ambiente está por arriba de 21°C pero si se llega a esa situación, se les debe rociar agua periódicamente.

Las recomendaciones son, para que una liberación sea gentil (abrir las puertas y retirarse) tan pronto como sea posible, después de llegar al sitio de liberación, o tan pronto como se llenen las necesidades de investigación. En el caso de que se vaya a usar un remolque para la transportación, a menudo es benéfico contar con o construir una rampa para facilitar a los berrendos la salida como nuevos animales liberados, que pueden caer al brincar hacia fuera del remolque.

Línea de redes para enredo. Estas redes han ganado popularidad en la captura de animales cinegéticos. Las redes de enredo son similares a la trampa de corral en que los animales deben ser arreados hacia ella. Los ejes de una red de enredo deben colocarse para que los berrendos choquen mientras corren hacia el viento. Esto ayuda a prevenir que los animales huelan al equipo de captura y facilita el control de la aeronave. Estas redes son más adecuadas para la captura de pocos animales pero más selectos. Una línea de redes para enredo consiste de una red de 100-300 m de largo, aproximadamente de 2.4m de alto, suspendida verticalmente de la vegetación ó por postes con muescas. En la mayoría de las operaciones se usan suficientes redes para extenderse por lo menos 1,000m. El mejor tamaño de malla para los berrendos parece ser de 18cm por lado. Las redes deben anclarse casi cada 100m para que los berrendos no las derrumben o alcancen las redes de respaldo. Las redes deben colgarse holgadamente, con casi 30cm de red quedando en el suelo, ya que los animales a menudo se retiran de las redes tensas.

Amstrup y col. (1980) encontraron que la línea de redes para enredo puede usarse exitosamente para capturar pequeños grupos de berrendos. Ellos desplegaron las redes como un callejón sin salida abajo de un paso a través de los bordes o al final de las alas de un cerco en las rutas de viaje. Fue necesario un helicóptero para arrear exitosamente a los berrendos dentro de la red. El principal problema fue el colapso de la red con el impacto de los primeros (pocos) animales, resultando que el resto del hato brincaré las redes en ese punto. Para prevenir esto, se desplegó una segunda red algunos metros más allá de la primera para formar un doble callejón sin salida para incrementar la captura. Amstrup y col. (1980) también pensaron que una persona oculta en el extremo de la red donde los animales líderes tienden a golpear, podría pararse justo antes del impacto para dispersar el hato e incrementar el número de puntos de contacto.

Trampa de trebol. Dos hembras adultas fueron capturadas en trampas de trebol en Oregon (M. Willis com. pers.). Las trampas fueron pre-sebada con alfalfa y sal (la sal parecía más efectiva). Se observaron más berrendos en la trampa, pero la caída del panel estaba congelada abierta evitando la captura. Si el panel no hubiera estado congelado el éxito en la captura sería de 3 días de trampa por animal.

La red de cañón. Esta red puede usarse para capturar un número selecto de berrendos. Los animales deben ser atraídos a comer o tomar agua en un punto central y cuando están en el punto marcado, se disparan los cohetes que llevan una red de 12x18m que está asegurada por el lado de los cañones. El único sebo que consistentemente atrajo a los berrendos fue la pulpa de manzana (la pulpa que queda después de estrujar las manzanas para la sidra) y los bloques de sal (Amstrup y col. 1980). En regiones áridas el agua puede servir como sebo (Beale 1966).



Figura 21. Dentro de un corral de la trampa, debe estar montada una cortina de lona para que pueda ser llevada en porciones del corral para facilitar la captura a mano de los berrendos. La menor área hace la captura más fácil y reduce el estrés de los animales; ésta también puede ser usada para separar de 6 a 10 animales de un grupo mayor. Esto reduce el estrés de los animales en la porción mayor de la trampa. Paja de alfalfa dispersa en el suelo antes de la captura reduce la cantidad de polvo levantado e inhalado por los berrendos durante la captura. Foto de Paul Wertz; cortesía del Departamento de Pesca y caza de California.

Amstrup y col. (1980) encontraron que uno de 13 berrendos capturados en cuatro intentos murió en la trampa. Se supo que otros 4 murieron antes de 2 semanas por miopatía de captura o depredación por coyote. Dada la alta proporción de muertes con esta técnica, no se recomienda para berrendos. Los berrendos no se estresan excesivamente por una moderada carrera pero ellos no se esfuerzan tan violentamente en una red de enredo como lo hacen bajo una red de cañón. La actividad violenta es la que probablemente conlleva más a la miopatía de la captura cuando los músculos no se han calentado para la carrera. También, los berrendos que chocan se enredan en la red y pierden el paso casi inmediatamente y solo pueden luchar contra la red extendible y se rinden rápido. Aquellos que están bajo una red de cañón a menudo se mantienen de pie en el suelo y usan su fuerza contra la red, no se rinden hasta que se les restringe a mano o quedan exhaustos. Los berrendos capturados bajo una red de cañón o de caída, pierden mucho de su pelo durante la resistencia bajo la red –una consideración mayor cuando se capturan con frío.

Red de cercado. Reeves (1982) dispuso una red de cercado para capturar berrendos. El construyó una trampa de 1.5m con malla borreguera rodeando casi la mitad del aguaje. El resto del aguaje estaba rodeado por una red de nailon de 2.7m de

alto con 14 cm de trama. Una sección de 100m de la red estaba enrollada en el suelo. Esta sección fue levantada por contrapesos suspendidos desde poleas de 3.7m cuando los berrendos entraban a la trampa. El mecanismo de liberación de los contrapesos era activado eléctricamente desde una pantalla distante. El equipo de captura hizo una rápida aproximación a la trampa por el lado cercado. Empezando a correr los berrendos hacia la red, se caen y se enredan.

Cancino y col. (2002) describieron cómo se usó una combinación de la trampa de corral y la red de cercado para capturar berrendos en Baja California Sur. Esta técnica empleó cercos fijos, un sistema de riego, una torre de observación con equipo óptico, radios VHS y equipos de dos personas con vehículos.

Las ventajas de esta trampa incluyen la capacidad de seleccionar el número, edad y sexo de los animales a ser capturados y el mínimo estrés para los berrendos. Reeves (1982) reportó cero mortalidad posterior a la liberación entre los 17 animales atrapados. El costo fue considerablemente menor al de la trampa de corral o la de arreo por el costo de los menos materiales y personal y la no necesidad de aeronave.

Red de pistola. Barret y col. (1982) concluyeron que los berrendos se capturan fácilmente con la red de pistola, sin embargo, se puede requerir considerable esfuerzo para reducir la miopatía de la captura y las pérdidas por traumas. En Colorado, se capturaron exitosamente 18 berrendos adultos usando una red de pistola de 3 barriles, durante 3 operaciones de captura (Firchow y col. 1986); sólo murieron 2 berrendos de los 20 capturados (10%) o perseguidos para captura; 5 hembras capturadas en marzo y abril estaban preñadas y llevaron sus crías a buen término. Los autores inicialmente usaron 12 minutos como punto máximo de arreo de los animales pero lo redujeron a un máximo de 7 minutos después de notar signos de estrés en los animales durante la primera operación de captura. Cincuenta berrendos (16%) murieron durante la captura de 311 reportados en Arizona, más de la mitad por cuellos rotos. Otros fueron sacrificados por piernas rotas, y dos murieron casi dos semanas después de la captura, aparentemente por miopatía de la captura.

El alto costo de usar helicópteros impulsó a Scott (1994) a probar la red de pistola desde tierra en el Parque Nacional de Yellowstone. Durante la captura con red de pistola de 21 berrendos desde una camioneta, en promedio se capturó un berrendo por día de 8 hrs a un costo de casi \$167 dólares por animal; aproximadamente el 25% de los tiros resultó en una captura (Scott 1994). Durante el mismo estudio, se enredaron 17 berrendos desde un helicóptero; en 3.5 horas de vuelo (4.9 animales por hora), a un costo de casi \$403 dólares por animal. La captura con red desde una camioneta resultó con 14% de mortalidad comparado con el 47% de los capturados desde el helicóptero. Scott (1994) concluyó que, en Yellowstone, la captura con red de pistola era más simple, segura y barata que la aérea. Adicionalmente, la captura desde tierra causó menos mortalidad y menos disturbio público que la que causan las capturas aéreas. Sin embargo, las capturas en Yellowstone sólo fueron posibles porque los animales estaban habituados a los vehículos, una situación que raramente se encuentra fuera de parques o refugios.

La red de pistola es la herramienta a elegir cuando se van a capturar pocos berrendos, particularmente si hay pocos animales en la zona, si ciertas clases de edad o sexo se necesitan para colocarles collares con radiotransmisor, o si la zona de captura es de difícil

acceso para vehículos terrestres. Pojar (2000) comparó la red de pistola con el método convencional de corral de trampa, en términos de trabajo, equipo y costo, y encontró que usando compañías comerciales experimentadas, la red de pistola es un método de captura práctico y competitivo. Recientemente hay disponibles compañías comerciales que se especializan en la captura de ungulados silvestres con red de pistola. Sólo hay algunas pocas de esas compañías, por lo que su selección y disponibilidad es actualmente limitada. Sin embargo buscarlas y usarlas tiene sus ventajas, la más importante es su experiencia con la técnica. El número de capturas que esas compañías han realizado excede en mucho a las que tienen las agencias oficiales y su experiencia es de gran valor en la eficiencia, seguridad y efectividad de la técnica.

Una compañía comercial (Manejo de Vida Silvestre con Helicóptero de Salt Lake, Utah) se usó para la captura de 68 berrendos en Colorado y 30 en Utah (Pojar 2000). Sólo hubo una mortalidad en la operación de Utah y ninguno en Colorado. Esta tasa de mortalidad es más baja que la de la mayoría de las operaciones de las instituciones oficiales y se atribuyó a la experiencia y familiaridad de los operadores con la técnica.

Dado que algo del inmediato control de la operación de captura está fuera del alcance del personal de la agencia, es importante tener un protocolo detallado dirigido a los aspectos críticos del tratamiento del animal. Este protocolo debe ser revisado con el equipo de captura antes del esfuerzo de captura. El protocolo debe incluir los estándares para el tiempo de persecución y manejo de los animales capturados, así como también cuando los animales no deben ser capturados. Pojar (2000) proporciona un protocolo para capturar berrendos con red de pistola.

Captura de crías. Las crías son capturadas para varios propósitos de manejo e investigación, incluyendo estudios de mortalidad. Las primeras capturas se realizaron para criarlas para su eventual liberación en zonas históricas no ocupadas. En tiempos recientes, los manejadores de vida silvestre han conducido numerosos estudios para determinar las causas de la alta mortalidad de crías, capturando berrendos recién nacidos y usando radio telemetría para seguir su sobrevivencia. También se han marcado crías recién nacidas para determinar patrones de dispersión en la madurez. Las crías de berrendo se desarrollan rápidamente y sólo pueden ser capturadas fácilmente hasta los tres días después del nacimiento. Este corto periodo necesita procedimientos específicos para minimizar el tiempo de búsqueda y para asegurar el manejo adecuado para evitar el abandono de las hembras.

Durante la época de crianza, los observadores se deben ubicar en puntos de observación estratégicos. Binoculares y telescopios son útiles para observar hembras antes del parto o la conducta de hembra con crías. Los signos de una hembra en inminente parto son: alejarse de su grupo, pararse y echarse continuamente, levantar la cola, jorobarse o arquear la espalda, lamerse el vientre y los flancos. Se debe mantener la vigilancia por casi 4 horas después del parto hasta que las crías hayan amamantado y que el "sello" madre/cría se haya completado. Este periodo de espera es crítico para reducir la incidencia de abandonos y para asegurar que las crías sean de varias horas de edad al momento de la captura. Se debe notar cuidadosamente la localización exacta del sitio donde se echan las crías y se debe permitir que se calmen por media hora antes de aproximarse.



Figura 22. La red de pistola es la herramienta a elegir para capturar pequeñas cantidades de berrendos, particularmente si hay pocos animales en la zona, si ciertas clases de edad o sexo se necesitan para colocarles radio collares, o si la zona de captura es de difícil acceso para los vehículos. Sin embargo, los tiradores deben recibir entrenamiento antes de intentar las capturas; esta técnica puede ser peligrosa para los pilotos y los tiradores. Foto de Richard Ockenfels.

Las hembras solitarias con grandes ubres deben ser observadas cuidadosamente ya que típicamente amamantan a sus crías casi cada cuatro horas. Temprano por la mañana y avanzada la tarde son los tiempos mas productivos para observar a un animal, la hembra algunas veces se inclina hacia sus crías antes de alimentarlas. Después de amamantarlas y acicalarlas, las crías se echan y la hembra se aleja.

La aproximación hacia las crías echadas debe ser lenta y cuidadosa por atrás, y una red de brazo largo con un diámetro de 1m debe ponerse con cuidado sobre ellas para asegurar la captura. Cubrirles los ojos a las crías las mantiene en calma mientras se

manejan, y usar guantes de cirugía minimiza la transmisión del olor humano. Regresar las crías a su posición original y rozar su cola reduce su tendencia a correr después de liberarlas (Amstrup y col. 1980). El uso de las redes también permite la captura de algunas crías más grandes (hasta de 7 días de edad) sin correatarlas.

Las crías muy grandes o muy cautelosas para capturarse durante el día, se pueden atrapar con lámpara en la noche (Brownlee y Hailey 1970). La observación de hembras solitarias al anochecer a menudo indican la presencia de crías, y puede valer la pena conducir una búsqueda con lámparas en esa localidad después de oscurecer (Tucker 1979).

De 1953 a 1957 se condujo un proyecto intensivo de captura de crías en las regiones adyacentes de California (Ackerly y Regier 1956), Nevada (Foree 1956) y Oregon (Hansen 1955, Yoakum 1957, Compton 1958). Se hicieron más de 600 capturas, algunas teniendo lugar cuatro semanas después de la primera captura. Un perro labrador bien entrenado, atrás de un caballo guiado por un biólogo, ayudó en la recaptura de crías de más de una semana de edad. Cuando una cría se inquietaba y empezaba a correr, el perro la perseguía, atrapaba y mantenía hasta que el biólogo llegaba. Esta técnica resultó en ningún daño a 156 de las crías capturadas durante un periodo de tres años. Los caballos ayudaron enormemente en las capturas cuando los biólogos que los montaban se podían concentrar en la búsqueda de crías ocultas, ya que tenían la ventaja de la altura, facilidad y rapidez para moverse. El promedio de un trabajador sólo era la captura de 25 crías en la estación, mientras que el trabajador con el perro y a caballo capturaban 75 (Yoakum com. pers.).

Byers (1997) manejó y marcó crías durante 13 años en el Parque Nacional del Bisonte y no encontró una correlación significativa entre el esfuerzo de captura y la sobrevivencia. Él concluyó que un manejo apropiado de las crías de berrendo no incrementa el riesgo de depredación o causa un incremento en la mortalidad.

Contención química. Al parecer los berrendos tienen poca tolerancia a la mayoría de los fármacos utilizados para una contención química. Debido a que los berrendos ocupan zonas abiertas, esto los hace especialmente difíciles de inmovilizar químicamente con dardos. Por tener la piel delgada, pequeñas masas musculares, y delgados y frágiles huesos, los berrendos también son susceptibles a las heridas por dardos.

Kreeger (1996) en el *Manual de Contención Química de la Vida Silvestre* recomendó 0.04 mg/kg de Carfentanil más 1 mg/kg de Xylazina y una repetición de la dosis completa si el animal no caía en 20 minutos, y también recomendó 100 mg de Naltrexona, o Naloxona, por mg de Carfentanil dado, más 0.125 mg/kg de Yohimbina para ser usado como antagonista. La lista de fármacos opcionales citados era: (1) 0.1 mg/kg de Etorfina más 1 mg/kg de Xilazina (antagoniza con 2 mg de Diprenorfina por mg de Etorfina aplicado, más 0.125 mg/kg de Yohimbina); (2) 5 mg/kg de Ketamina más 0.3 mg/kg de Medetomidina (antagoniza con 1.5 mg/kg de Atipamezol). Kreeger (1966) planteó que para reducir la renarcotización con Carfentanil, se debería dar una doble dosis del antagonista, una IV (intravenosa) y la otra IM (intramuscular). Aún después del antagonista, puede esperarse que el animal presente signos de excitación hasta 30 minutos (paso rápido, lengua colgada, etc.). No hay que dar Xylazina a un berrendo si no se va a usar antagonista –puede resultar en prolongada hiperexcitación. Aunque

se puede usar en berrendos Etorfina-Xylazina, la combinación de Carfentanil-Xylazina ha sido un método seguro y efectivo para capturar grandes números de berrendos con menos del 5% de mortalidad (Kreeger y col. 1998).

La combinación Ketamina-Medetomidina también ha sido usada con cierto éxito en berrendos cautivos no excitados. En general, los berrendos son extraordinariamente difíciles de inmovilizar por lo que se debe estar preparado para los resultados menos satisfactorios. El Clorhidrato de Tiletamina con Clorhidrato de Zolazepam (Telazol) ahora se encuentra disponible en Estados Unidos en la fase de experimentación. No se ha publicado nada sobre su uso en berrendo pero Bill Lance (com. pers.) reportó inmovilización satisfactoria de berrendos con 13 mg/kg de Telazol. Esa dosis requeriría de dardos de 2 ml, que es más largo que lo deseable para berrendos. O'Gara (com. pers.) rompió fémures de berrendos machos con dardos de 2 ml disparados con cargas ligeras (verdes) a una distancia de 30m.

Se sabe poco en relación al efecto de las drogas sobre los fetos al inmovilizar hembras al fin de la gestación pero no se debe intentar en la época de apareamiento. Tan pronto como una hembra se vuelve inestable sobre sus pies, los machos en la zona intentarán montarla. Esto puede resultar en una rápida y prolongada persecución y la muerte de la hembra. Cuando un macho se vuelve inestable, los otros machos intentarán matarlo. Si ellos no lo logran por completo, el esfuerzo puede aun resultar en la muerte del macho anestesiado. Se han observado machos corriendo hasta 3.2 km a la máxima velocidad para montar o pelear con un animal inestable.

Carfentanil y Rompun son probablemente la mejor combinación de fármacos disponibles para disparar con dardo a un berrendo. Sin embargo, la red de pistola parece más segura para los animales y más eficiente que los fármacos.

Fármacos tranquilizantes. Estos fármacos promueven la docilidad y facilitan el manejo. Actúan lentamente pero duran largo tiempo. Si se usa Rompun con Carfentanil para la inmovilización, se reduce la cantidad de Carfentanil necesaria. También disminuyen las convulsiones y reducen el excitamiento durante el manejo.

Inmovilizar o tranquilizar berrendos con fármacos administrados oralmente puestas en un cebo eliminaría muchos daños asociados con los dardos o las capturas por arreo. Sin embargo, no se pueden administrar las dosis exactas y los animales deben estar acostumbrados a la alimentación que se usa como cebo. Por lo tanto, el fármaco debe tener un amplio margen de dosis segura.

El Valium tiene un amplio margen de seguridad, carece de toxicidad y se ha administrado oralmente a varias especies de venado en encierros, resultando en capturas exitosas. Se ha administrado oralmente en el alimento para ganado y funcionó bien en calmar y facilitar el manejo de animales de granja.

Pusateri y col. (1982) mezclaron tranquilizantes orales con el grano y alimentaron berrendos. El Valium mostró algunas posibilidades pero la jerarquía de dominancia establecida por los berrendos gregarios hizo poco factible la captura de grandes grupos (10 ó más). Los animales dominantes consistentemente ingirieron la mayoría del cebo. Cuando se tranquilizaban severamente estos animales requerían de atención constante. Los animales tranquilizados insuficientemente mostraron signos de hiperexcitabilidad o tenían dificultades para pararse cuando se echaban y se tropezaban y tambaleaban

cuando alguien se les acercaba. Las interacciones con los animales no tranquilizados y el continuar con los intentos de captura puede lastimarlos aún más. Los extensos periodos de recuperación, de hasta 30 horas, representan aún más problemas. Los animales tranquilizados requieren de constante atención para prevenir timpanismo, exposición y depredación.

Una dosis de 2-17 mg/kg de Clorhidrato de Promacina administrado oralmente a crías de berrendos silvestres y a un adulto no produjo signos visibles de tranquilización (Pusateri y col. 1982). Se administró una dosis de hasta 3 veces de lo recomendado para un caballo de 544 kg y aun no produjo signos de tranquilización. Los berrendos rehusan comer cebos que contienen dosis de cristales de Clorhidrato de Promacina que resultarían en dosis mayores a 17 mg/kg.

Miopatía de la captura: Los berrendos son animales delicados y excitables. Patas y cuellos rotos ocurren comúnmente cuando se capturan berrendos con las trampas de corral o las redes de acarreo. También se han reportado patas rotas cuando se arrean berrendos a altas velocidades en el campo. Algunas veces cuando se capturan y manejan berrendos resulta una forma de mortalidad más sutil: la *miopatía de la captura*. La miopatía de la captura usualmente está asociada con el concertado y vigoroso uso de los músculos del animal durante la persecución y captura, la inmovilización química y el transporte. La miopatía de la captura sub-letal puede predisponer a los berrendos a la depredación.

Chalmers y Barret (1977) capturaron 594 berrendos adultos usando la trampa de arreo en Alberta, de los cuales 29 sucumbieron por traumas agudos. Algunos signos de miopatía de la captura aparecieron en la primera hora de la captura, pero la mayoría se retrasaban hasta el manejo o poco después de la liberación. Un síndrome parecido al de la miopatía de la captura estuvo asociado con unas 20 muertes adicionales en el sitio de trampeo antes o durante el trampeo.

A pesar de la apariencia normal de 32 berrendos capturados por arreo y que fueron liberados con radiocollares, seis se encontraron muertos o echados en los siguientes 2-8 días, en un radio de 0.8-8km de la trampa (Chalmers y Barrett 1977). Algunos de los cadáveres se los comieron los coyotes, sólo se encontró un animal muerto sin depredación, por lo que fue difícil determinar la relativa contribución de la miopatía de la captura y la depredación como un problema. Algunos animales pudieron no ser afectados lo suficiente para causar la muerte pero sí hubo debilidad suficiente para ser presas fáciles. En cualquier caso, estos datos indican una mortalidad adicional del 19% de los berrendos procesados y liberados, relacionada con la miopatía de la captura y la depredación.

Setenta berrendos atrapados por arreo en Alberta fueron transportados a encierros y cuatro para mantenerlos en corral; tres de los 70 se lesionaron durante el transporte y en consecuencia se sacrificaron (Chalmers y Barret 1977). Sin embargo, la principal causa de muerte (17 animales) parecía estar asociada con la miopatía de la captura. La mayoría de estos animales murieron en los siguientes 2-5 días después de la captura y el transporte; dos murieron 13 días después. Estos investigadores también examinaron dos crías de dos semanas de edad que murieron después de ser perseguidos por un vehículo. Ambos animales mostraban signos clínicos típicos de la miopatía de la captura.

O'Gara y col. (2004) hizo la necropsia de una cría que fue perseguida por una águila dorada y que murió con síntomas similares a los de la miopatía de la captura después que su hermano fue muerto por la rapaz.

La miopatía de la captura parece prevalecer más en berrendos atrapados con clima caliente que con frío y afectó al menos al 4.2% de todos los berrendos manejados (Chalmers y Barret 1977). Durante los últimos años de su estudio, estos investigadores encontraron que las prácticas más efectivas para reducir los casos agudos de miopatía de la captura fueron persecuciones aéreas menos intensas, mínimo manejo, uso de camiones oscurecidos para la transportación y captura por arreo en clima frío. La mortalidad atribuible a la miopatía de la captura también fue menor cuando la distancia de transportación era corta.

Aunque la mortalidad de berrendos en la trampa de corral generalmente se reporta entre 2 y 5%, la mortalidad total de la operación completa de la captura y traslocación puede ser considerablemente mayor. La mortalidad reportada (probablemente por trauma agudo) en el sitio de la trampa, para 5,751 berrendos (suma de todos los reportes) fue de 4.3%; la mortalidad reportada para 1,600 berrendos transportados a algún sitio de liberación fue de 7.5% (O'Gara 2004e). Combinando estos porcentajes con la estimación de Chalmers y Barrett (1977) para la miopatía de la captura, la mortalidad total de berrendos de proyectos de captura y traslocación tiene un rango del 19 al 25%, y puede, aún bajo las condiciones óptimas y con las precauciones razonables, aproximarse al 30%.

Chalmers y Barrett (1977) plantearon que la inmovilización química podía provocar miopatía de la captura. O'Gara (com. per.) notó que los únicos dos berrendos que él inmovilizó con M-99 murieron en los siguientes dos días, aunque ellos fueron inmovilizados por muy poco tiempo y parecían haberse recuperado sin complicaciones. Se hizo la necropsia de un cadáver y la causa de muerte atribuyó a un golpe aunque también estaban presentes signos clínicos de la miopatía de la captura. Amstrup (com. pers.) inmovilizó berrendos adultos con 8-10mg de Cloruro de Succinilcolina, pero hubo mortalidad y vio síntomas de miopatía de la captura.

Los berrendos son altamente susceptibles a la miopatía de la captura por varias razones: su piel es altamente aislante y mantiene el calor; su captura a menudo implica largas y ocasionalmente arduas persecuciones, lo cual contribuye a la acidosis metabólica; y su naturaleza altamente exitable parece predisponerlos al estrés psicológico de la captura.

Los primeros signos de la miopatía de la captura incluyen un aumento en la temperatura, en la respiración y en el ritmo cardiaco. Etapas más avanzadas son reconocidas por rigidez, poca coordinación, parálisis variable. Los signos terminales incluyen un pulso débil (irregular, vago) y latidos apagados; el animal puede entonces colapsarse y/o postrarse. La severidad de la enfermedad varía de signos clínicos mínimos a 100% de mortalidad (Harthoorn 1975).

El tratamiento de la miopatía de la captura en ungulados de Norteamérica ha sido muy variable. Algunas veces se administran preparaciones de Vitamina E y Selenio, aunque Chalmers y Barrett (1982) concluyeron que las inyecciones no necesariamente revertían los signos clínicos, pero sí reducían la tasa de mortalidad cuando se usaban en conjunto con corticosteroides. En Oregon, se ha administrado Dexametasona (5ml)



Figura 23. Los berrendos a menudo son marcados como una ayuda para su posterior localización o identificación. Tales técnicas son de especial valor durante los estudios de mortalidad y movimientos estacionales, o para localizar hatos transferidos. Esta foto muestra un macho adulto con una pequeña marca en la oreja izquierda. Es pequeña a propósito y ayuda marcando al animal para seguir sus actividades naturales, y no se ve fácilmente por muchos observadores del público. Foto de Jim D. Yoakum

intramuscularmente para animales moderadamente estresados, y se ha usado Succinato de Sodio de Prednisolona (100mg) intravenoso para tratar casos avanzados. En casos agudos se administraron solución de Lactato de Ringer (500ml) por vía intravenosa y Bicarbonato de Sodio (400mEq/100kg) intraperitonealmente.

Marcado: Por años, para identificar berrendos individualmente, se han usado collares de colores, aretes y tintas, pero ahora son usados más los collares con radio para seguir sus movimientos estacionales, identificar causas de mortalidad y delinean los ámbitos hogareños.

Si se desea el reconocimiento visual de individuos adicional a la frecuencia de los radio collares, se recomiendan collares de color, definitivamente anchos, de 76mm. Los collares angostos pueden ser cubiertos por la crin y el pelo del cuello, haciendo difícil la identificación. Los collares anchos se pueden observar desde el aire y las marcas individuales se pueden identificar fácilmente. R. Deblinger (com. pers.) voló a 15-30m sobre los berrendos usando un avión pequeño de dos plazas (llamado en inglés Piper

Super Cub) y disminuyendo la velocidad del aeroplano a la misma que llevan los berrendos, podía leer los símbolos o números de los collares con pocos problemas. Obviamente esta técnica puede estresar a los berrendos, por lo que se debe tener cuidado en lo que concierne al tiempo del año y la duración de la persecución.

Los collares se deben ajustar lo suficiente para que los animales no puedan meter una pata delantera o que los arbustos se atoren en ellos. Sin embargo, los collares en los subadultos deben considerar el crecimiento del animal y los que están en machos adultos deben permitir la expansión del cuello durante el apareamiento. Las medidas de los berrendos de Colorado, Idaho, Montana, Nevada, Oregon y Wyoming (Bear y col. 1973, McNay 1980, Autenrieth 1984) indican las siguientes circunferencias del cuello usando como máximo, el tamaño del cuello que está inmediatamente adelante de los hombros, y como mínimo, abajo de las orejas. Los machos adultos promediaron 590 y 386 mm respectivamente. Las hembras adultas promediaron 491 y 330 mm. Las crías de un día de edad tuvieron de medida del cuello 155-172 mm. Las medidas de los subadultos fueron muy similares a las de los adultos y también se pueden aplicar a esta clase de edad.

Los radiotransmisores que pesan menos de 120 gr incluyendo el collar, representan menos del 5% del peso de una cría muy chica. Generalmente las crías tienen uno o dos días de edad cuando se les ponen los collares, por lo que requieren baterías pequeñas, ligeras y con poca vida. El mejor radio collar para crías tiene el transmisor y la batería de litio sellados herméticamente en una canasta de níquel-acero que mide casi 38 x 35 x 25 mm. Las baterías más grandes que se deben poner en crías recién nacidas, sólo tienen una duración de 7-10 meses con un rango de 2.4-4.8km. Los transmisores usualmente son ribeteados entre bandas de red de nailon de 25mm que sirve como collar cuando se unen los extremos. La mayoría de los investigadores no quieren que el collar con radio se mantenga en las crías por más de 3 meses por lo que se pueden usar baterías ligeras y pequeñas. Varios diseños permiten que los collares con radio se caigan antes de que las baterías se acaben y entonces se pueden recuperar los collares. Un diseño sencillo para seguimientos de corto plazo tiene las puntas de nailon cortas y cosidas a 25 mm de ancho con bandas elásticas con hilo fuerte de nailon. Estas bandas son cosidas con 5 hebras de algodón ligero para formar un collar expandible con el cuello. Los hilos de algodón se debilitan por su exposición en la intemperie y, cuando la cría crece, la tensión se incrementa y los hilos se rompen a los 2-3 meses. Los pliegues se pueden poner en el elástico con 2 o 3 hebras y así el collar se ajustará cómodamente. Los pliegues sucesivos se romperán conforme el animal crece hasta que se rompe el último y el collar se cae. En Arizona, en collares para crías se ha usado con éxito, tubo de cirugía que es flexible y se descompone entre los 3 y 6 meses.

Cuando el tamaño del cuello se incrementa mucho, los collares no ajustables pueden provocar la muerte. Keister y col. (1988) desarrollaron un collar para crías de berrendo autoajutable, ligero y duradero que permitió el rastreo hasta que los animales tenían un año o más de edad. Estos collares se colocaron fácilmente y no lastimaron a los animales. De las 120 crías de berrendo a las que les pusieron esos collares, aunque cinco crías fueron abandonadas, ninguna muerte o lastimadura fue atribuible a los collares. El único problema fue que algunas crías perdieron sus collares durante los primeros días, un problema que se puede remediar rellenando con (por la adición de

revestimiento en) hule esponjado. Con el uso, los collares pierden cierta elasticidad pero mantienen suficiente tensión para mantenerse puestos para todos los tamaños de cuello sin estar muy apretados. Sin embargo, casi un año después, algunos collares se vuelven ligeramente quebradizos y se rompen. Esta intemperización, junto con que los animales pasan por muchos cercos con alambre de púas, contribuyen para que algunos collares se pierdan. Pero, dado que la vida del collar es casi la misma que la del transmisor, el potencial para lastimaduras por el collar fue eliminado casi al mismo tiempo de su vida útil.

Los transmisores metálicos para crías se deben cubrir con cinta opaca o pintarse, y todo el collar debe tallarse con artemisa u otras plantas aromáticas para enmascarar el olor artificial. Llevar los collares en una bolsa con vegetación del área de estudio es una buena idea.

Los transmisores en aretes que trabajan con energía solar pesan casi 25g comparados con los casi 454g de los collares de baterías que se usan en adultos. Los radios en arete eliminan el riesgo de intentar poner un collar en un animal en crecimiento o a un macho adulto cuya circunferencia de cuello se incrementa durante la época de apareamiento. La colocación del arete debe ser casi a media oreja para que los pelos largos de la zona baja de la oreja no cubran los paneles solares. T. Pojar (com. pers.) utilizó 25 radios de arete en crías de 5 meses de edad con resultados variables. Tres de los aretes puestos en crías hembras desgarraron la oreja a los seis meses indicando que el cartílago de las crías hembras puede no ser lo suficientemente fuerte para retener al arete. Este problema no se encontró en machos de la misma edad. La fuerza de la señal de esos 25 radios fue muy variable, posiblemente por la manufactura del diseño o por la posición del arete en la oreja. Algunos radios funcionaron bien, como los alimentados por batería, mientras que otros eran débiles o esporádicos.

Radios de arete diseñados apropiadamente pueden servir para el rastreo de largo plazo. Un arete con radio de energía solar continuó emitiendo señal después de 5 años en el campo, aun con la antena rota y el rango de la señal limitado. (T. Pojar, com. pers.).

Aún con los inconvenientes mencionados, los radios de arete de energía solar son considerados de alto valor para investigaciones específicas. Los aretes son menos incómodos que los collares y, aunque se pueden desgarrar, pueden ser la mejor elección para marcar crías dependiendo de la duración del periodo de estudio. Mejoras adicionales en el diseño facilitarán el marcado de berrendos machos porque esos transmisores no necesitan considerar los cambios en la circunferencia del cuello.

Los berrendos son animales veleidosos y nerviosos por lo que no se recomienda marcarlos con banderolas u otros materiales que se mueven con el viento. Muchos berrendos se han marcado con aretes metálicos y hay casos en los que han permanecido hasta por 10 años. Sin embargo, O'Gara (com. pers.) manejó un berrendo en Montana que se había desecho del arete aparentemente después de que su oreja se había congelado alrededor del arete; hacia casi dos semanas que la temperatura había bajado a -34°C . Los aretes de plástico para marcar al ganado son disponibles en los comercios de abasto para granja y equipo para el rancho. Tales aretes tienen menos oportunidad de congelar el tejido de la oreja y son más fáciles de ver a la distancia



Figura 24. Radio collares que pesan no más de 120 gr, que son pequeños y que tienen corta vida de baterías, son usados para marcar crías de uno o dos días de edad. Collares para crías hechos con tubo de cirugía son flexibles, permiten el crecimiento del cuello, y se descomponen entre 3 y 6 meses. Foto de Richard Ockenfels.

que los metálicos. Cuando empezaron a ser disponibles los aretes de plástico, a los dos años se volvían quebradizos, los usados en años recientes se han sostenido bien.

No siempre se tienen que marcar a los berrendos para la identificación individual. La forma de los cuernos, el color, el ancho de las bandas del cuello, la cantidad de pelo blanco en los costados, la forma de las áreas negras en la cara, etc., todo sirve para hacer reconocibles a los berrendos individualmente para un observador que está familiarizado con los animales que él ó ella están estudiando. De 1988 a 1994, Byers (1997) era capaz

de identificar a todos los berrendos adultos del Parque Nacional del Bisonte (n=84 a 136) por el uso de esquemas y fotografías para ayudar a memorizar las características físicas y los patrones de la piel.

Traslocaciones: Trasplantar berrendos sólo se debe considerar después de que se ha determinado que los animales nuevos o adicionales pueden sobrevivir en un hábitat con forraje de suficiente calidad y cantidad, agua y espacio, en zonas ocupadas históricamente y que no entrarán en conflicto con otros aspectos ambientales (McCarthy y Yoakum 1984). Cada traslocación debe ser precedida por un estudio de factibilidad o un plan de manejo para documentar los objetivos, los procedimientos de traslocación y el seguimiento posterior a la liberación de los animales en su nuevo hábitat.

Hay veces en que las organizaciones de cazadores, grupos conservacionistas, el personal de las agencias o los gobiernos locales han recomendado una traslocación de berrendos en zonas que no son adecuadas. Tales esfuerzos resultaron en la pérdida de todos los berrendos transportados a Florida (Elliot 1966) y Hawai (Nichols 1960). El análisis de estos dos casos reveló que los sitios propuestos no llenaban los requerimientos del hábitat para berrendo. Ignorar las necesidades biológicas básicas resulta en la eventual muerte de los animales trasladados, mal uso de los fondos públicos, y produce una reacción negativa del público hacia credibilidad de los manejadores de vida silvestre (Yoakum 1978). Se han hecho otras traslocaciones similares, sin éxito, en áreas con hábitat no adecuado, en otros lugares de Estados Unidos y México.

Uno de los primeros procedimientos para determinar qué tan adecuada es una zona para la traslocación de berrendos a hábitat de pastizales fue desarrollado por la División de Vida Silvestre de Colorado (Hoover y col. 1959). Veintiocho años después, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales (1987) propuso casi los mismos criterios, y los resumió como un estudio de factibilidad, fase de preparación, fase de liberación o introducción, y fase de seguimiento. En muchos casos, los estudios de factibilidad y la fase de preparación han sido inadecuados y la fase de seguimiento es ignorada.

La captura y traslocación de berrendos implica grandes cantidades de horas hombre, tiempo y financiamiento; por lo tanto, se recomienda que los estudios de factibilidad y los planes de manejo se desarrollen antes de la autorización y liberación. Estos planes deben dar procedimientos detallados para la captura, transporte y liberación en los nuevos hábitats. Los planes de manejo deben especificar la cantidad de animales a capturar, y especificar el sitio de liberación. Para asegurar que los animales son capturados y manejados tan seguro como sea posible, es muy recomendable la presencia de un veterinario en el sitio de captura. El plan también debe dar detalles sobre los métodos de liberación y seguimiento.

Las metas de la traslocación se deben dirigir al punto de establecer un hato viable. Los hatos reubicados que se incrementan en 20-30% en los siguientes 5-10 años después de la liberación son indicadores de que el hato está respondiendo a una condición del hábitat adecuada. Franklin (1980) consideró que 50 adultos reproductivos es el mínimo para una población viable. Por esto parece razonable que las traslocaciones deben ser de al menos 50 a 100 animales como lo recomendaron Hoover y col. (1959). La

única excepción puede ser una situación de emergencia en la que algunos animales ya presentes en una zona de liberación, se juzgan por debajo de la capacidad de carga. Franklin también sugirió que 500 individuos apareándose al azar era el tamaño mínimo para que una población sostenga su variabilidad genética en un nivel que capacitaría a la especie para adaptarse a los cambios ambientales. Esto parece adecuado para el berrendo, especialmente en las zonas que frecuentemente presentan inviernos severos o muchas sequías.

Determinación de lo adecuado del sitio de liberación. El primer factor a ser evaluado para un sitio de liberación es si fue históricamente ocupado por berrendos. Los sitios que históricamente no fueron ocupados aparentemente carecen de algún componente del hábitat necesario. En cualquier sitio propuesto para una liberación, se debe evaluar el por qué no está siendo ocupado actualmente por el número deseado de animales. Para este efecto, se deben contestar las siguientes preguntas: qué causó la extirpación de los animales y si el o los factores responsables de su eliminación han sido corregidos; el hábitat o alguna otra condición ha mejorado lo suficiente como para llenar los requerimientos del hábitat para el berrendo; y, si el uso actual de la tierra y la actitud de los propietarios están a favor de la reintroducción.

Las traslocaciones han ayudado a incrementar las poblaciones de berrendo de 30,500 en 1924 a más de 1'000,000 en 1984 (Yoakum 1986). Muchos de las traslocaciones durante los pasados 50 años fueron exitosas (Fisher 1942, Thompson 1947, Stokes 1952, Hoover y col. 1959, Russell 1964, Menzel y Suetsugu 1966, Yoakum 1978, Britt 1980). Sin embargo, otras no lo fueron (Aguirre y Sotomayor 1981, Tsukamoto 1983, McCarthy y Yoakum 1984, Del Monte y Kathman 1984). Las técnicas y los conocimientos han mejorado por las experiencias pasadas y proporcionan orientación para futuras operaciones.

Guía de factibilidad. Hoover y col. (1959) desarrollaron los criterios para seleccionar los sitios de traslocación en los pastizales de Colorado. Ocho de esos criterios se han mantenido sólo con ligeras modificaciones por casi 40 años.

El sitio debe ser rechazado a menos que sea lo suficientemente continuo y esté disponible para mantener al hato o su expansión. Como regla, cada animal requiere de al menos 2.6 km² de pastizal nativo y el número de animales no debe ser menor a 100.

Los berrendos comen principalmente herbáceas y arbustos, por lo tanto una buena variedad y producción de estas plantas deben estar presentes. Las zonas en condición ecológica pobre o densa con arbustos altos no son deseables.

Se debe evaluar el uso concurrente del ganado doméstico (bovino, caballar, ovino). Esto implica competencia por forraje y agua así como también compatibilidad, la presencia de cercos, prácticas de control de depredadores, y si los berrendos o el ganado pueden transmitir enfermedades de un animal a otro.

El daño a los cultivos agrícolas es un problema potencial que necesita evaluación. Cultivos aislados y rodeados por vegetación nativa están sujetos a mayores daños que cuando son numerosos.

Se debe preparar un mapa que ilustre la tenencia de la tierra, especialmente si hay propiedades privadas incluidas. En primer lugar se prefieren los terrenos públicos y en seguida grandes extensiones de tierras privadas de un propietario. Los últimos sitios

deseables son las tierras privadas en pequeñas unidades con muchos propietarios.

Se debe considerar la reacción de la gente hacia una introducción, particularmente la de las organizaciones conservacionistas locales, la del personal a cargo de la administración de las tierras públicas y de los permisos para el ganado, y la de los propietarios de tierras privadas. También se debe determinar si los propietarios estarían de acuerdo con la cacería en sus propiedades.

Si todos los factores anteriores son satisfactorios, se debe asegurar un permiso por escrito de todas las agencias públicas y de los propietarios de tierras privadas de la zona, antes de la liberación.

También es deseable dar un sitio de liberación alternativo para admitir tropiezos de último minuto, inclemencias del clima, condición de los caminos, etc. Para las zonas de pastizales, como una guía para determinar si el sitio es apropiado para la liberación, Hoover y col. (1959) desarrollaron un formato que se recomienda llenar antes de la liberación. Yoakum (1980) lo adaptó para las zonas de estepas con arbustos, y este formato asegura la atención de los manejadores que planean la traslocación (Tabla 1). Un formato similar también está en uso por parte del Departamento de Caza y Pesca de Arizona para evaluar el semidesierto y otros sitios de pastizal.

Tabla 1. Forma usada para la selección de los sitios de traslocación de berrendos.

1. UBICACIÓN:

Municipio _____ Pueblo más cercano _____
 Rancho más cercano _____ Accesibilidad por camino _____
 Tipo(s) de vegetación _____
 Delegación _____

2. TAMAÑO (Estimación del número de kilómetros cuadrados de hábitat): _____

3. TOPOGRAFIA: _____ Barreras físicas _____

Barreras construidas:

Cercos (Ubicación)	Especificaciones de construcción
_____	_____
_____	_____
_____	_____

4. CLIMA: _____ Elevación _____

Precipitación anual _____

Profundidad media de la nieve _____

5. AGUA: Manantiales Reservorios Lagos Arroyos Presas Receptores

Número _____
 Hectáreas _____
 Kilómetros _____

Producción

Hectáreas de superficie _____

Litros/min _____

Litros almacenados _____

Distribución media de las fuentes de agua _____

¿Hay agua a lo largo del año? _____

6. VEGETACIÓN

Principales tipos	Hectáreas	Altura promedio	Porcentaje estimado		
			Pastos	Herbáceas	Arbustos
_____	_____	_____	_____	_____	_____
_____	_____	_____	_____	_____	_____
_____	_____	_____	_____	_____	_____
_____	_____	_____	_____	_____	_____

7. REGIMEN DE PROPIEDAD DE LA TIERRA (Número de hectáreas)

Privada _____

Pública _____

Otro _____

8. USO DE LA TIERRA

Clases de ganado _____

Carga animal _____

Sistema de pastoreo _____

Cultivos cosechados _____

Otros _____

DEPREDADORES

Naturales: Coyotes _____ Águilas _____ Gato montés _____

Humanos _____

CONSIDERACIONES PARA LA TRASLOCACIÓN.

¿Es un sitio de distribución histórica? _____

Actitud de los rancheros _____

Actitud de las organizaciones conservacionistas _____

Actitud de los clubes locales de caza _____

Actitud de las agencias de manejo de la tierra pública _____

¿Los administradores de la tierra están de acuerdo con los objetivos de manejo de la agencia de vida silvestre? _____

Número de berrendos que se sugiere para ser trasladados _____

Ruta para los camiones que llevan a los berrendos y punto de liberación _____

¿Se ha desarrollado un “plan de manejo del hábitat”? _____

¿Están completos los acuerdos de cooperación?

Propietarios privados de la tierra _____

Agencias de tierras públicas _____

¿Se ha planeado un estudio de seguimiento para documentar el éxito del proyecto o las razones de falla? _____

Otros _____

Criterios de adaptabilidad del hábitat. Lo adecuado del hábitat para el berrendo está relacionado con la cantidad correcta y la yuxtaposición de todas las características del hábitat para satisfacer los requerimientos biológicos de la especie. El conocimiento de esos requerimientos del hábitat es el fundamento ecológico para los manejadores que toman decisiones sobre las traslocaciones (Yoakum 2004a).

Lo adecuado del hábitat para el berrendo puede determinarse a través de un sistema de evaluación de las características del hábitat. Muy poco o gran cantidad de algún factor biótico o abiótico puede volverse un componente importante como limitante en la producción y sobrevivencia de los berrendos. El conocimiento de estas relaciones es el fundamento ecológico para tomar muchas decisiones de manejo.

Se han desarrollado sistemas de clasificación cuantitativa para evaluar: zonas de invierno (Allen y Armbruster 1982); sitios de traslocación (McCarthy y Yoakum 1984, Departamento de Caza y Pesca de Arizona 1993); adecuación del hábitat a lo largo del año

(Buró de Manejo de la Tierra de Estados Unidos 1980, Servicio de Conservación del Suelo de Estados Unidos 1989); efecto del fuego sobre la vegetación (Buró de Manejo de la Tierra de Estados Unidos 1980); y la compatibilidad del borrego doméstico con el berrendo (Howard y col. 1990). Estos sistemas de clasificación han sido usados para evaluar el hábitat del berrendo a través de reportes documentados con lo cual se avanza en el manejo de los berrendos de los primeros esfuerzos basados en el “juicio profesional” a sistemas científicos de evaluación escritos.

La adecuación del hábitat se usó como el principal criterio para evaluar cinco sitios potenciales para traslocación a estepa con arbustos en el condado de Mono, California (McCarthy y Yoakum 1984). Similares estrategias para evaluar sitios se pueden usar al evaluar otros sitios potenciales de liberación, para establecer prioridades, y para discernir sobre la factibilidad de una traslocación. Los procedimientos para escoger los 5 mejores sitios incluyeron una evaluación de nueve criterios:

- 1.-*Lo adecuado del hábitat fue evaluado para agua, calidad de la vegetación (porcentaje de herbáceas, arbustos y pastos), cantidad de forraje y altura de la vegetación usando los criterios establecidos por Yoakum (1980).*
- 2.-*La profundidad media de la nieve en invierno fue interpolada usando datos de las estaciones climáticas. Las áreas se consideraron adecuadas para su uso en invierno si la profundidad media era menor que 25cm.*
- 3.-*Se evaluaron las barreras físicas naturales para determinar las restricciones potenciales para los movimientos de los berrendos. Las mayores barreras físicas incluyen grandes barrancas, cadenas montañosas, y zonas de matorrales densos o bosques.*
- 4.-*El tamaño potencial de cada sitio de liberación se determinó por el uso de un planímetro y mapas de la Evaluación Geológica de los Estados Unidos con retícula de 7.5 min.³ Se consideró que el tamaño óptimo era de 259 km².*
- 5.-*Se evaluaron los cercos para ganado en relación con el paso de los berrendos. Un cerco de púas se consideró “pasable” si el alambre del fondo estaba al menos a 41 cm del suelo.*
- 6.-*La potencial depredación sobre los berrendos se estimó subjetivamente en términos de alta, moderada o baja. La información sobre la abundancia de depredadores se obtuvo del personal de varias agencias gubernamentales, rancheros e individuos familiarizados con los sitios.*
- 7.-*El daño potencial para los cultivos se estimó sobre la base de la ubicación de los*

³ Nota de la traducción: En México las cartas topográficas del INEGI de escala 1:50,000 pueden ser de gran utilidad para este fin.

cultivos agrícolas en relación a cada sitio. Se determinaron las distancias a los campos de cultivo más cercanos y los daños potenciales se asignaron como alto, moderado o bajo para cada área.

8.-La adecuación estacional se evaluó sobre la base de la disponibilidad de alimento y si la zona podría o no soportar a los berrendos a lo largo del año.

9.-La potencial competencia por forraje con el ganado se estimó sobre las base del tipo de ganado, unidades animal por mes y sistemas de pastoreo. Cada sitio se asignó como alto, moderado o bajo potencial conflicto entre el ganado y los berrendos.

En seguida de la evaluación de cada sitio, se señalaron los factores limitantes sobre la base de los criterios anteriores. Se compararon todos los sitios y se priorizaron en términos de qué sitio(s) tenía(n) el mayor potencial para una traslocación de berrendos exitosa. Este sistema dio dos componentes para ayudar a seleccionar el mejor sitio de liberación: (1) se asignó una categoría numérica basado en datos ecológicos colectados en el campo denotando al sitio con el mayor potencial; y (2) se identificaron los factores limitantes que podrían mejorarse antes de la liberación, dando una mejor oportunidad para una traslocación exitosa.

En conclusión, se recomendaron las siguientes guías para las traslocaciones de berrendos:

- 1.- Los sitios para traslocar deben ser evaluados para la adecuación del hábitat antes de capturar los animales. Cada estado o provincia debe establecer un sistema de evaluación considerando las condiciones regionales y la topografía. Las áreas que no llenen tales especificaciones no se deben considerar como factibles hasta que las condiciones llenen todos los criterios requeridos.*
- 2.- Se deben priorizar múltiples sitios de traslocación para establecer cuáles tienen el mayor potencial para una traslocación exitosa. Idealmente esto se debe hacer para todo el estado o provincia, o sobre una base regional para asegurar que las traslocaciones se hagan sólo en sitios de alta calidad.*
- 3.- Los criterios de adecuación del hábitat deben afinarse continuamente para cada sitio de liberación específico. Las categorías para topografía, calidad de la vegetación y la disponibilidad agua deben modificarse para que reflejen las condiciones ecológicas dentro del estado, provincia o región.*
- 4.- Los proyectos de traslocación deben incluir el seguimiento para determinar el éxito después que los animales son liberados. Esto es importante para desarrollar y modificar las guías de traslocación y asegurar la responsabilidad en los intentos de trasplante.*

Ciudades y manejo en cautiverio: Los berrendos en cautiverio han tenido un papel importante en el manejo desde principios del siglo XX (Brunner 1910, Floyd 1924, Nelson

1925, Nichol 1942, Einarsen 1948), y así continúa dependiendo del propósito implicado. Las principales funciones de los berrendos en cautiverio incluyen exhibición al público, investigación, rehabilitación, y para apoyar los esfuerzos de recuperación (Schwartz y col. 1976, Brinkley 1987, Wild y Miller 1991, Raisbeck y col. 1996, Blunt y Myles 1998, Lindstedt y col. 1991, Cancino y col. 2001). Por lo tanto hay berrendos en zoológicos, ranchos privados, universidades y parques privados y públicos



Figura 25. A veces, los objetivos del manejo pueden proporcionar alimentación artificial o de emergencia. Por ejemplo, alfalfa es proporcionada y fácilmente usada por los berrendos en los Llanos del Carrizo durante las sequías severas. Otro caso es el de esta fotografía donde los berrendos son criados para futuras liberaciones en el rango de distribución histórico en el Desierto de Vizcaíno, México. Foto de Ramón Castellanos.

Dependiendo de los objetivos, un programa de manejo en cautiverio puede emplear una amplia gama de prácticas y facilidades. Por ejemplo, aunque los berrendos en el Parque Nacional del Bisonte se consideran silvestres, todos los animales están dentro de un cerco, y esencialmente cautivos. Lo mismo es válido para los que están en la Isla del Berrendo cerca de Salt Lake City, en Utah, y para el encierro de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno, en Baja California Sur, aún cuando el propósito del primero sea principalmente estético y del segundo como parte de los esfuerzos de recuperación del berrendo peninsular que está en peligro de extinción (Tullous y Fairbanks 2002, Cancino y col. 2001). Estas y otras facilidades se pueden dividir dentro de tres grupos básicos: 1) áreas para exhibición al público donde los animales son alimentados y reciben cuidados médicos y otros servicios regularmente; 2) encierros para investigación compuestos de corrales, potreros, y otras facilidades donde los animales están más o menos bajo

constante observación (e.g. la Unidad de Investigación de Vida Silvestre en Sybille, o las Facilidades para la Investigación en Vida Silvestre en Fort Collins, Colorado); y 3) grandes áreas cercadas dentro del hábitat, conteniendo las facilidades básicas como agua y alimento (Byers 1997, Blunt y Myles 1998, Cancino y col. 2001). Dependiendo del objetivo, las facilidades pueden ser para criar a mano a los recentales, hasta el destete, darle un “cuidado suave” a los animales en observación, o entrenar intensamente algunos sujetos de investigación.

La crianza a mano de recentales capturados es la forma más sencilla de empezar un hato en cautiverio. Una vez que las crías se extrajeron del medio silvestre, hay varios protocolos para su alimentación con biberón (Schwartz y col. 1976, Brinkley 1987, Wild y col. 1994, Martin y Parker 1997). Las principales diferencias están en la composición, el procedimiento de mezcla, y el volumen de la fórmula. Aunque los métodos para aliviar los desordenes gastrointestinales difieren, todos tienen el mismo propósito: criar a los recentales exitosamente hasta la etapa de destete. El proceso de crianza a mano se puede dividir en cinco periodos: adaptación, iniciación, desarrollo, conclusión y destete. El primero o periodo de adaptación es para acostumar a las crías a comer del biberón. La base usada es leche evaporada con o sin agua hervida. Ocho días con una oferta de 150 a 240 ml por biberón deben ser suficientes. Luego empieza la fase de iniciación que usa biberones con 300 ml.

El periodo de desarrollo dura casi 50 días. Durante esta fase se ofrecen grandes cantidades de alimento. De acuerdo al protocolo seleccionado, es decir, la cantidad de lecha mezclada con agua hervida, el consumo de leche se incrementa gradualmente, y empieza el consumo de la vegetación. Dependiendo de la situación, la vegetación consumida puede ser de plantas nativas, alfalfa o una mezcla de ambas. Bloques de sal también deben estar accesibles en esta etapa.

La duración del periodo de conclusión se puede ajustar dependiendo del número de crías y del esquema de destete deseado. Este ajuste también debe considerar la edad cuando cada individuo fue capturado, ya que los más jóvenes requieren más tiempo que los capturados al principio de la temporada. Los berrendos reemplazan los dientes de leche por los permanentes casi a los 16 meses de edad (Jensen 1998).

En lugares como el Parque Nacional del Bisonte se requiere poco cuidado extra además de la observación y otras técnicas de “cuidado suave”, y la remoción y reabastecimientos periódicos. Byers (1997) presenta una descripción detallada del seguimiento y otros procedimientos usados en esta localidad. No obstante los animales en cautiverio siempre presentan la posibilidad de accidentes, por ejemplo, mordeduras de víbora de cascabel (Miller y col. 1989) o emergencias quirúrgicas. Las lesiones de deformación de la mandíbula asociadas con la raíz de los dientes infectados son comunes en los animales en cautiverio, y las bacterias aisladas de estas mandíbulas y abscesos incluyen a *Arcanobacter pyogenesk* y *Fusbacterium necrophorum*. Adicionalmente a la apertura y drenado de los abscesos, a menudo se requiere del tratamiento con antibióticos para manejar estas lesiones (M. Wild com. pers.). En consecuencia, como premisa, usualmente es aconsejable tener a un veterinario en el equipo, y los protocolos de medicina preventiva deben estar bajo condiciones óptimas, incluyendo tratamientos anuales con vacunas como se hace con los borregos domésticos. En algunos casos se

necesita considerar la eutanasia.

Schwartz y col. (1976) describieron animales sujetos a entrenamiento intensivo para estudios ecológicos, Lindstedt y col. (1991) discutieron el uso de berrendos en laboratorio para estudios energéticos, y Raisbeck y col. (1996) evaluaron la susceptibilidad a la intoxicación con Selenio.

Como ya se dijo, se invita al lector a consultar los reportes originales para mayores detalles.

Control de depredadores

Los depredadores matan a algunos berrendos, especialmente crías, y la depredación puede ser significativa en las zonas marginales o en áreas donde los números de depredadores son altos en comparación con la cantidad de berrendos (Smith y col. 1986). La mayoría de las crías muertas están entre 1-3 semanas de edad, mientras están separadas de sus madres. Trainer y col. (1983) reportaron que, en su área de estudio en Oregon, el 87% de la mortalidad de las crías ocurrió durante las primeras tres semanas de vida.

Aunque los berrendos han tenido una impresionante recuperación, a menudo están restringidos en sus movimientos debido a granjas cercadas, carreteras y derechos de paso, así como desarrollos urbanos. De este modo, algunos hatos están confinados y son relativamente pequeños. Bajo tales circunstancias artificiales, los depredadores pueden impedir el crecimiento de las poblaciones de berrendo o aún eliminarlas (Udy 1954). El control de depredadores para beneficiar a una población de fauna cinegética, a menudo implica la reducción de los depredadores de una gran área, sin embargo, aún cuando sea deseable, tales controles rara vez son económicamente factibles. Sin embargo, Smith y col. (1986) indicaron que la aplicación selectiva en un tiempo específico, el control aéreo con rifle en áreas con alta densidad de coyotes, podría ser un medio económicamente benéfico para incrementar la sobrevivencia de crías en la Mesa Anderson en el centro norte de Arizona.

Como lo señaló Hornocker (1970), si el hábitat adecuado no está disponible, ninguna cantidad de control de depredadores traerá el crecimiento de la población de esa especie presa. También, cuando el control de la depredación es sobre una especie, se compensa por el incremento en la depredación por otra especie, como pasó en el Parque Nacional del Bisonte cuando se redujo el número de coyotes, la depredación por lince y águila dorada aumentó (Corneli y col. 1984). Las influencias dominantes sobre la mortalidad del berrendo son los cambios en la capacidad de carga y la cantidad y calidad de hábitat disponible. Como un ejemplo, Pyrah (1987) encontró que la densidad de coyotes en la zona del Triángulo Amarillo, en Montana estaba positivamente correlacionada con los números de berrendos, presentando la posibilidad de que las poblaciones de coyote y de berrendo reaccionaran concurrentemente a los factores del hábitat.



Figura 26. Cada especie de depredador tiene patrones de alimentación característicos y a menudo dejan evidencia sobre la carcasa en su intento de enterrarlo o cubrirlo. Aquí un gato montés ha raspado pelo en un intento de camuflar una carcasa de las aves carroñeras. Los gatos a menudo hacen esto si el sustrato del suelo no es disponible para cubrir la carcasa. Los patrones de alimentación y cobertura no se deben considerar como evidencia conclusiva de la muerte causada por algún depredador. Las muertes sólo pueden ser determinadas por el patrón típico de heridas inflingidas por una especie de depredador mas las hemorragias que muestran las presas vivas al ser heridas. Foto de Rod Canutt.

Reconociendo las muchas investigaciones relativas a la relación neonatos de berrendo – depredadores, un reporte integral de Yoakum y col. está siendo publicado en la Memoria del Taller sobre Berrendos del 2004. El reporte evalúa más de 35 publicaciones de 1945 a 2006. Un resumen de estas conclusiones relativas a las relaciones entre las crías de berrendo y sus depredadores y su control incluyen:

- 1.- *Actualmente existen depredadores nativos en todos los hábitats ocupados por berrendos. Presas y depredadores han coevolucionado.*

- 2.- Los berrendos son prolíficos productores de crías – promediando de 180 a 190 crías por 100 hembras. La mortalidad de las crías es generalmente alta – entre el 50 y 80 % de la producción anual. La depredación promedió un 53% de toda la mortalidad de las crías para los 12 estudios que usaron radiotelemetría.
- 3.- La depredación es más alta durante los primeros 30 días que siguen al parto – el periodo de ocultamiento de las crías antes de que crezcan lo suficientemente grandes y veloces para evadir a los depredadores. Un reclutamiento pobre de crías crónico no necesariamente es justificación para un programa de control de depredadores a gran escala. Un reclutamiento de crías bajo puede ser un síntoma de baja calidad del hábitat o de otros factores que lo predispongan.
- 4.- Para la mayoría de los hábitats, los coyotes son el principal depredador de los berrendos neonatos. El gato montés y el águila real toman bajos porcentajes.
- 5.- Los índices de mortalidad neonatal generalmente son altos en hábitats marginales del berrendo o cuando una población está en o por arriba de la capacidad de carga ecológica. Los índices de mortalidad son asimismo altos para áreas que están sufriendo de funciones de dependencia por la alta densidad.
- 6.- Aun cuando la depredación se haya identificado como uno de los principales factores limitantes para el berrendo y el reclutamiento de crías está por debajo de los objetivos de manejo, se deben considerar los otros factores de mortalidad importantes que afectan la capacidad de carga antes de iniciar un control de depredadores. El bajo reclutamiento de crías puede ser un síntoma de la baja calidad del hábitat o de otros factores predisponibles: e. g. poca abundancia de otras presas, gran número de depredadores, poca salud de las presas, inclemencias del clima, o mala condición de la vegetación. Los índices de depredación generalmente varían temporal y geográficamente, y las recomendaciones para los controles de depredadores deben estar apoyadas por estudios de largo plazo (generalmente más de cinco años) que evalúen cuáles factores ambientales son realmente responsables para limitar el tamaño de la población.
- 7.- Los efectos de la depredación son más grandes cuando los números de las presas son pequeños y de los depredadores altos. Los índices de depredación generalmente son más altos para la estepa de arbustos y desiertos que para los pastizales.
- 8.- Numerosos estudios confirman que los programas de control de coyotes efectivos pueden incrementar la sobrevivencia inicial de las crías; sin embargo, es raro que tales prácticas resulten en el incremento del tamaño del hato. Generalmente la condición y salud de la vegetación influye los índices de depredación.
- 9.- Probablemente es necesaria una proporción de 15 a 20 crías por 100 hembras en evaluaciones de verano, para sostener una población.

- 10.- *Un programa de control de depredadores para mejorar la productividad de berrendos puede estar justificado si el índice de depredación es alto y la población de berrendos esta muy debajo de la capacidad de carga.*
- 11.- *Un programa de control de depredadores de corto plazo puede estar justificado para ayudar al crecimiento de una nueva población traslocada, o para proteger a un hato en cautiverio.*
- 12.- *Para ser efectivo, un programa de control de depredadores debe remover más del 70% de los depredadores antes de la estación de crías y debe ser conducido por dos años consecutivos.*

Los efectos de los depredadores y de los controles de depredadores sobre los índices de mortalidad en berrendos adultos son menos reportados en la literatura. Esto puede ser el resultado de menos actos de depredación sobre berrendos adultos comparados con venados o elks que habitan en sitios ocupados por pumas y osos. O’Gara (2004d) proporciona ejemplos de casos limitados de depredación sobre adultos. Ockenfels (1994a, 1994b) reportó una depredación por puma aumentada cuando los berrendos adultos se movían a hábitats marginales con abundancia de pumas.

Recomendaciones: Al tratar una situación problema en la que las poblaciones de berrendos están reducidas y prevaleces los depredadores, las siguientes guías deben ser usadas:

1. *Determinar los parámetros deseados para el hato de berrendos. Esto puede ser en términos de número total, tasa de reclutamiento, clases de edades presentes, etc. Determinar la distribución de los berrendos a lo largo del año y los tipos de hábitats implicados. Considerar otras influencias sobre la población, incluyendo, pero no limitándose a la depredación.*
2. *Si se determina que la depredación es un inhibidor significativo de una población en particular, el costo de controlar actualmente a los depredadores en el corto plazo debe ser balanceado contra el regreso en el largo plazo. En el presente, el único método que parece ser económicamente factible es el de disparar desde el aire a los coyotes inmediatamente antes y durante la época de crías (Smith y col. 1986).*
3. *Si se determina que un incremento en el número de berrendos justifica el costo, se debe hacer el control de depredadores en aquellas unidades con hatos donde la documentación indica que la reducción de depredadores puede llenar los objetivos de manejo*
4. *En algunas situaciones de cautiverio, el control de depredadores también puede tomar la forma de un mantenimiento preventivo. En estas situaciones los encierros con doble cerco para controlar a los coyotes y redes elevadas para desanimar la depredación por águila real pueden ser deseables en pequeñas áreas.*

Protección contra el hostigamiento: Hay poca información disponible con respecto al impacto del hostigamiento sobre los berrendos. Aunque generalmente se considera poco ético, corretear a los animales con los vehículos durante la época de cacería es una práctica común. Tal estrés probablemente aumenta las pérdidas de incapacitados como lo mostraron las necrópcias hechas por Chalmers y Barrett (1974); los berrendos morían durante las operaciones de captura con trampas de arreo, y se encontraron hemorragias en los músculos de las extremidades traseras, y concluyeron que el estrés puede tener gran efecto en detrimento del bienestar de los berrendos. McNay (1980) reportó que las hembras al fin de la gestación y hembras con crías jóvenes reaccionaban negativamente a cualquier tipo de hostigamiento y que las hembras preñadas se movían de los sitios de parto cuando el ganado llegaba al mismo.

Cerrar caminos, restricciones de uso estacional, y áreas cerradas han sido empleados como medios para reducir el estrés en los berrendos durante la estación de crías y en otros tiempos críticos, especialmente en invierno. Aunque muchos estudios han documentado los efectos negativos del disturbio humano (ver por ejemplo Baker 1955, Scott 1976, Helms 1978, Crowe y Strckland 1979, Markham y col. 1980, Constan y col. 1981, Segerstrom 1981, Medcraft y Clark 1984, Andrews y col. 1986, Clark y Medcraft 1986, Dickens y Andrews 1986, Haag 1986, Hess 1988, Howard y col. 1990, Bastian y col. 1991, Chervick 1991, Tullous y Fairbanks 2002, Smith y Guenzel 2002, Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos 1994, Yoakum 2002), se han conducido pocos estudios científicos sobre la eficacia de cerrar hábitats del berrendo a los humanos. Tales datos son muy necesarios.

Alimentación suplementaria: La calidad de los animales de caza y la calidad del disfrute de los humanos sobre ellos resulta de un buen manejo de la vida silvestre (Murie 1951). Presionado por un público que quiere más animales para cazar o disfrutarlos de otra forma, y enfrentado a un hábitat limitado o bajo, el manejador de vida silvestre puede optar por la alimentación artificial u otras medidas que afectan la “calidad de caza” de una especie y probablemente el resultado sean animales inferiores. De acuerdo con Leopold (1933), el valor recreativo de un hato de caza es inverso a la artificialidad de su origen: una apropiada política de caza busca un justo medio entre la intensidad de manejo necesario para mantener un abasto de caza y aquel en el que se deterioraría su calidad o valor recreativo. El deseo de una población libre de mantenimiento debe siempre recordarse cuando se considere la alimentación suplementaria.

Las poblaciones de berrendo son más estables en las zonas naturales con acceso prohibido a los hábitats estacionales claves. Mantener el movimiento por los corredores a los hábitats clave, algunos de los cuales pueden ser usadas no más de un año en 10, es cada vez más difícil. Consecuentemente, la alimentación de emergencia puede ser la única vía para salvar grandes números de berrendos en ciertas condiciones críticas. Sin embargo, la alimentación suplementaria viene con considerables gastos y retos de logística.

Cuando llega una situación de emergencia, los berrendos usualmente se mueven hacia los hábitats clave a menos que les detengan los cercos u otros impedimentos hechos por el hombre. Generalmente la alimentación de emergencia debe empezar en

los primeros días para mejorar los resultados. Los berrendos que están hambrientos por 10 días o más usualmente no sobreviven sin importar las medidas que se tomen para salvarlos (Pearson 1969). Por lo tanto, son necesarias las raciones palatables que sean aceptadas inmediatamente.

Ken Clay (com. pers.) reportó que el único berrendo que sobrevivió a una mortandad catastrófica en Arizona en el invierno de 1966-67 fue alimentado con lo cortado por el personal del departamento de caminos. Todos los animales que se alimentaron con alfalfa u otros henos murieron. Torbit y col. (1984) desarrollaron y probaron una ración en pellet para invierno que fue económica, nutricionalmente completa, segura digestivamente, y aceptable por los berrendos. Estos investigadores también investigaron las formas prácticas para dejar las raciones para poblaciones silvestres. Como un resultado, ahora hay disponible una ración comercial en pellet para su uso en emergencias, en “La Forrajera del Rancho” (Ranch Way Feeds) en Fort Collins, Colorado (Baker y Hobbs 1985). Esta ración fue usada exitosamente en dos situaciones que se encontraron en Colorado, y demostró que la alimentación suplementaria de emergencia es posible.

Mientras experimentaban una severa sequía de verano en el Monumento Nacional de los Llanos del Carrizo en el Sur de California, los manejadores de vida silvestre reportaron una escasez de forraje succulento y nutritivo y de agua para beber para un hato silvestre de berrendos (Koch y Yoakum 2002). Consecuentemente, se tomó una acción de emergencia y se proporcionó alfalfa y agua. Los berrendos fácilmente localizaron y consumieron el forraje y el agua. Sin embargo, poco después llegó la primera lluvia de otoño y las herbáceas forrajeras brotaron, los berrendos rápidamente volvieron a forrajear sobre la vegetación nativa. Las investigaciones de campo no encontraron mortalidad de berrendos durante o después del programa de emergencia para la sequía.

Manejo del hábitat

El fundamento para el manejo del hábitat es un inventario base de la calidad y cantidad de alimento, agua, características fisiográficas, etc. Una vez que el inventario base está completo, estudios periódicos de seguimiento deben determinar si las condiciones del hábitat son estables, se mejoran o decaen. Qué tan a menudo se deben hacer los estudios de seguimiento, varía con el grado de cambio del hábitat; sin embargo, parece que cada 5 años es adecuado para hábitats relativamente estables. Las zonas que experimentan cambios ambientales rápidos deben tener un seguimiento más frecuente. Tanto la calidad como la cantidad de forraje y agua deben tener un seguimiento con un calendario determinado. Las técnicas para el seguimiento del hábitat están dadas por Yoakum (1980, 2004b) y Cooperrider y col. (1986). Los requerimientos del hábitat discutidos en la sección correspondiente de esta guía deben ser incluidos en todos los programas de manejo.

Evaluando lo adecuado del hábitat y modelos del hábitat: Después que el inventario base está completo, es posible evaluar lo adecuado de una área para berrendos. Esto se realiza mediante la comparación de las características del hábitat con los requerimientos de hábitat del berrendo. Se puede determinar si el hábitat es adecuado para berrendo por un sistema que clasifica la cantidad y yuxtaposición de las características del hábitat. Muy

poco o gran cantidad de algún factor biótico o abiótico puede volverse un componente importante como limitante en la producción y sobrevivencia de los berrendos. El conocimiento de esas relaciones es el fundamento ecológico para tomar decisiones de manejo.



Figura 27. Las áreas con arbustos altos, densos y dominantes no son hábitats productivos de berrendos. Estas zonas con arbustos disminuyen las oportunidades del berrendo para ver y huir de sus enemigos. Extensas comunidades de arbustos también compiten por la humedad y los nutrientes del suelo y a menudo carecen de herbáceas nutritivas y pastos. Foto de David E. Brown.

Actualmente los biólogos de vida silvestre a menudo usan modelos del hábitat para evaluar la adaptabilidad del hábitat para el berrendo (calidad), sin embargo, muchos de estos modelos están basados en el juicio profesional y carecen de datos cuantificados. Los modelos se usan para ayudar a sintetizar el conocimiento de los componentes del hábitat y para aplicar la información sistemáticamente hacia las metas del manejo. Los manejadores pueden encontrar evaluaciones de la adaptabilidad del hábitat como una ayuda para tomar decisiones sobre los recursos. Esto es cierto especialmente cuando se desarrolla un plan para traslocar un hato, o cuando se está completando un estudio de impacto ambiental para determinar las relaciones entre el ganado y el berrendo que usan el mismo hábitat, o el impacto de la participación humana en el hábitat del berrendo. La

utilidad de un modelo se debe probar por un periodo de tiempo suficientemente largo y en escala suficientemente grande para muestrear una variedad de condiciones.

Los modelos generalmente son de dos tipos: conceptuales o cuantitativos. Los modelos conceptuales representan nociones e ideas en una forma cualitativa en lugar de términos numéricos. Los modelos cuantitativos están basados en ideas y relaciones contenidos en los modelos conceptuales pero aumentados por datos numéricos. A menudo predicen un evento futuro por el uso de series de factores ambientales medibles y sus relaciones.

Los modelos del hábitat también pueden ser extensivos o intensivos. Los modelos extensivos se pueden usar para diferenciar ambientes ocupados de los no ocupados en una escala geográfica amplia. Uno de esos esfuerzos fue el realizado en Arizona para clasificar el hábitat adecuado en una evaluación para todo el estado (Ockenfels y col. 1996).

Se han desarrollado modelos cuantitativos intensivos para berrendos para evaluar: zonas de invierno (Allen y col. 1982); sitios de traslocación (McCarthy y Yoakum 1984, Departamento de Caza y Pesca de Arizona 1993); adecuación del hábitat a lo largo del año (Buró de Manejo de la Tierra de Estados Unidos 1980, Servicio de Conservación del Suelo de Estados Unidos 1989); efecto del fuego sobre la vegetación (Buró de Manejo de la Tierra de Estados Unidos 1980); y la compatibilidad del borrego doméstico con el berrendo (Howard y col. 1990). Cada modelo ha contribuido a evaluar el hábitat del berrendo a través de reportes documentados con lo cual se avanza en el manejo de los berrendos de los primeros esfuerzos basados en el "juicio profesional" a sistemas de evaluación científicos escritos (Yoakum 2004c).

Hay ejemplos de los sistemas trabajando para la región de la Gran Cuenca proporcionados por Salwasser (1980), Yoakum (1980), y Kindschy y col. (1982). Para los pastizales con artemisa de Wyoming se usó un sistema diferente que acentuó la evaluación del hábitat de invierno (Allen y Armbruster 1982, Cook y col. 1984, Cook y Irwin 1985).

Actualmente hay en uso al menos 10 modelos para evaluar el hábitat del berrendo: Hoover y col. (1959), Yoakum (1974), Buró de Manejo de la Tierra de Estados Unidos (1980), Allen y Armbruster (1982), Kindschy y col. (1982), McCarthy y Yoakum (1984), Servicio de Conservación del Suelo (1989), Howard y col. (1990), Departamento de Caza y Pesca de Arizona (1993), y Ockenfels y col. (1996). Ockenfels y col. (1996) revisaron 9 métodos de adecuación del hábitat que se habían desarrollado desde 1959, notando la fortaleza y debilidad de cada modelo, y presentaron un modelo a nivel de paisaje para Arizona. En general, todos los modelos están basados principalmente en la fisonomía del terreno y la estructura y condición de la vegetación. Otros factores son típicamente de importancia secundaria.

Manteniendo la calidad del hábitat: Cuando un sitio natural está en relativa buena condición para su potencial ecológico, su mantenimiento en esa condición debe ser el objetivo principal. Sin embargo, implementar este principio ecológico no siempre favorecerá algunos de los objetivos, como la producción máxima en el número de berrendos. Por ejemplo, algunas comunidades de la estepa con arbustos en el Oeste Intermontano naturalmente tienen el 60% o más de arbustos; esto no nos lleva

a densidades altas de berrendos, tales sitios tienen baja capacidad de carga para los berrendos. Los manejadores no deben esperar de tales sitios una producción alta de berrendos o tratar de manipular la vegetación para ese propósito, ignorando el potencial ecológico del sitio.

Los hábitats que proporcionan óptimos recursos para los berrendos producirán óptimos números de berrendos. Por lo tanto, es importante reconocer los hábitats en buena condición ecológica y mantenerlos, como objetivo. Esto es cierto especialmente donde la tierra es manejada para uso múltiple.

Sin embargo, algunos manejadores de la tierra no se preocupan de las condiciones óptimas del hábitat del berrendo y pueden sugerir cambios en la composición de la vegetación favoreciendo la producción del ganado. En tales circunstancias, corresponde al manejador de vida silvestre saber la condición del hábitat requerida para los berrendos y dirigir el mantenimiento de esas condiciones para el bienestar de las poblaciones de berrendo.



Figura 28. Actualmente las áreas dominadas por arbustos pueden ser tratadas para mejorar el forraje para el berrendo. Los manejadores pueden usar técnicas de control para disminuir los arbustos, resultando comunidades vegetales con una mayor mezcla de herbáceas, arbustos y pastos, llenando los requerimientos del hábitat del berrendo. Foto David E. Brown.

Dunbar (2001) reveló que las playas (lechos de lagos intermitentes poco profundos) en el Refugio Nacional para el Berrendo Montañas de Hart, eran hábitat clave para los berrendos. Aunque estas playas representaron el 3% del hábitat del berrendo, estaban ocupadas por más de dos tercios ($n=1933$) de la población de berrendos porque los sitios contenían agua para beber y una abundancia de forraje preferido, succulento y nutritivo.

La importancia de la calidad de las playas al proporcionar agua y forraje durante la estación seca ayudó a los manejadores a reconocer la importancia de estos sitios en condiciones de calidad, y protegerlos del severo uso competitivo por el ganado y los caballos silvestres.

Mejorando los hábitats de baja calidad: Cuando la vegetación natural es mejorada para un objetivo específico de restauración o incremento de forraje, cobertura o agua, la práctica se llama “mejoramiento del hábitat” (Yoakum y col. 1980). Cuando la vegetación natural está en condición ecológica pobre y el sitio es capaz de mejorar la producción de forraje y/o cobertura, los proyectos deben diseñarse para mejorar las condiciones del hábitat. Por ejemplo, un sitio que tiene una composición vegetal del 5% de pastos, 10% de herbáceas y 85% de arbustos, puede mejorarse para el berrendo. Si se prescribe un tratamiento de arbustos y en seguida se siembra una mezcla de pastos, herbáceas y arbustos, la composición cambia a más favorable con 35% de pastos, 25% de herbáceas y 40% de arbustos. En algunas áreas, un factor del hábitat deseado puede estar distribuido inadecuadamente, y esta situación también puede mejorarse a través de prácticas de manejo. Por ejemplo, el agua puede ser abundante por los arroyos y manantiales para la mitad de la zona, pero está limitada en su distribución en la otra mitad del sitio. Por el desarrollo de aguajes en la última porción, los manejadores pueden proporcionar una distribución más equitativa e incrementar la capacidad de carga por toda la unidad.

Desarrollo de aguajes: En un estudio sobre berrendos, en el Desierto Rojo, que duró 5 años (1966-1970), se observó que los berrendos usaron todo tipo de fuentes de agua disponible (Sundstrom 1968). Estas fuentes de agua fueron manantiales, arroyos, ríos, lagos, reservorios, desarrollos para almacenar agua, abrevaderos galvanizados alimentados por molinos y abrevaderos llenados por manantiales.

Son variados los proyectos que hay para mejorar el agua incrementándola tanto para el ganado como para el berrendo (Yoakum 1980, Yoakum y col. 2004c, Vallentine 1989). Los manantiales y los resumideros se usan ampliamente porque son abundantes en algunos hábitats y los berrendos están acostumbrados a usarlos. Estas fuentes también pueden a menudo mejorarse con técnicas desarrolladas apropiadamente. Sin embargo, técnicas desarrolladas inadecuadamente también pueden afectar o remover la fuente de agua. No hay dos manantiales iguales, consecuentemente, se debe consultar a un hidrólogo experimentado antes de hacer cualquier alteración.

Cientos de pequeños reservorios se han construido para atrapar y retener la precipitación. Muchos se han construido para beneficio del ganado en tierras públicas con fondos cooperativos de las agencias de manejo estatal y federal y con alguna participación de los propietarios de la tierra. Tales desarrollos a menudo son naturales en su apariencia y sirven a una amplia variedad de especies de vida silvestre, y han contribuido a la expansión de la distribución y bienestar de algunos hatos de berrendos. En el condado Malheur en Oregon, se han desarrollado en tierras públicas 1,037 pequeños reservorios por la necesidad del ganado y de la vida silvestre (Heady y Bartolome 1977).

Otro desarrollo de agua usado por los berrendos, especialmente para fines de verano, es el reservorio tipo trinchera o de zanja. Las trincheras comúnmente se ponen en áreas planas pero bien drenadas. El lecho natural de un río o el fondo seco de un lago pueden

ser un buen lugar para una trinchera (Good y Crawford 1978). Sin embargo, el pesado uso por parte del ganado y otras especies silvestres pueden impactar negativamente el forraje que hay en los alrededores de estas áreas.

Las facilidades para atrapar lluvia (en bebederos) en áreas que carecen de una adecuada distribución del agua han sido exitosas para proporcionar agua para los berrendos (June 1965). Tales desarrollos de agua sirven para una variedad de especies de la vida silvestre. Se debe construir un cerco alrededor del proyecto para proteger a la facilidad del daño por pisoteo y la competencia del ganado. Cualquier desarrollo de agua, incluyendo los receptores, deben ser mantenidos apropiadamente si son para beneficiar a los berrendos. Los receptores que se secan por alguna razón, o que fallan en su proporción de agua en tiempos críticos, pueden ser más dañinos que benéficos

Calidad del agua: Hay poca información disponible sobre cómo afecta la calidad del agua a los berrendos. Sin embargo, los sólidos totales disueltos y el pH son probablemente los factores más importantes. En el Desierto Rojo, Sundstrom (1968) encontró que los berrendos usaban poco o no usaban las fuentes de agua que contenían sólidos disueltos en exceso de 5,000 partes por millón (ppm). Hubo cierto uso en una fuente de agua con sólidos disueltos de 4,620 ppm. El máximo total de sólidos disueltos recomendado es de casi 4,500 ppm (McKee y Wolf 1963).



Figura 29. Los proyectos de mejora del agua para incrementar su disponibilidad para el ganado pueden también ayudar a la vida silvestre. Trincheras o tanques de almacenamiento son usados comúnmente por los berrendos si se ponen en terrenos planos pero bien drenados. Foto de George Andrejko.

El ganado puede dañarse por tomar agua que contiene exceso de sólidos disueltos y bien se puede asumir que también se aplica al berrendo. El uso continuo de esa agua puede causar pérdida general de la condición, debilidad, diarrea, reducción en la producción de leche, degeneración de los huesos y muerte. Sin embargo, los animales pueden tomar temporalmente aguas altamente salinas que serían peligrosas si se usan continuamente. Los animales también se pueden ajustar gradualmente al uso de aguas con una concentración mayor que la que toman normalmente, aunque el cambio brusco de agua con baja mineralización a alta causa agudos malestares y diarrea de variada severidad. Los límites de tolerancia dependerán de la clase de sales presentes, la especie animal, su dieta, edad, condición fisiológica, estación del año, clima, etc. (McKee y Wolf 1963).

El rango de pH recomendado para la mayoría de usos, tales como fuente de agua doméstica, riego, pesca y otra vida acuática y usos recreativos, está de 6.5 a 8.5 (McKee y Wolf 1963). En el Desierto Rojo de Wyoming, cuando las fuentes de agua se exceden a un pH de 9.2, los berrendos buscan otras fuentes de agua (Sundstrom 1968).

Donde las fuentes de agua son disponibles para los berrendos pero parece que las evitan, se debe hacer un análisis completo de su química y se deben tomar medidas para corregir el problema. En donde la calidad del agua no se puede mejorar y no hay otra fuente de agua en las cercanías, se deben instalar receptores de agua.

Adicionalmente al diseño para proporcionar agua continuamente, los desarrollos de agua en zonas de berrendo, se debe dar un máximo de seguridad para los animales que los usan. Wilson y Hannan (1977) enlistaron las razones y criterios necesarios para asegurar el uso amistoso de la vida silvestre en los desarrollos de agua diseñados para proporcionar agua para el ganado. Para ayudar a los animales a prevenir que queden atrapados o se ahoguen, ellos sugirieron una serie de recomendaciones incluyendo las siguientes consideraciones para el berrendo: Los bebederos u otros contenedores de agua no deben exceder a los 51 cm por arriba del suelo para que tanto berrendos adultos como crías tengan acceso al agua. Bebederos más profundos se deben poner dentro del suelo para alcanzar la altura deseada. En algunas situaciones se deben considerar barricadas que prevendrían la entrada accidental de animales en áreas inseguras. La distancia del borde del bebedero a la barricada no debe exceder a 51 cm. Donde la profundidad del agua excede a los 51 cm se debe ayudar a los animales que entran accidentalmente al agua, con piedras u otros materiales para que puedan pisar y encontrar la salida a suelo seco.

Estudios de hábitos de alimentación

Para estas Guías hemos definido el término “selección de la dieta” (discutido en la página 20) para denotar qué y cuánto de cada especie vegetal consume un ungulado. El término “estudios de hábitos de alimentación” incluye la selección de la dieta, mas otros factores que influyen a dicha selección (e. g. patrones del tiempo, similitudes en el forrajeo y competencia con otros herbívoros, valores nutricionales, etc.). Diferentes técnicas han evolucionado y las conclusiones entre los diferentes métodos no siempre son comparables (Sundstrom y col. 1973, Yoakum 1990). Para ayudar a dar consistencia

para futuras comparaciones de estudios de hábitos de alimentación, las siguientes son las recomendaciones de Yoakum (2004d):

Los hábitos de alimentación del berrendo se pueden determinar por observación directa e indirecta, usando contenido ruminal, análisis de heces, o ensayos misceláneos. En seguida se describen en detalle las diferentes técnicas:

Observaciones directas vs. indirectas: Las observaciones directas requieren de la observación de los berrendos comiendo en un ámbito cercano en el campo y la estimación de la cantidad de cada especie de planta consumida. Algunas veces este procedimiento es referido como estudios de “conteo de bocados” o “minutos de alimentación”, y se ha usado con éxito variado (Büechner 1950a, Hoover 1971, Schwartz y col. 1976, Schwartz 1977). Generalmente se usan animales entrenados, semientrenados o de encierros; a menudo estos animales son criados en cautiverio y por lo tanto están acostumbrados a los humanos. Los animales se llevan al campo y entonces se les permite forrajear mientras que los biólogos siguen de cerca a los berrendos y registran lo que comen. La precisión de la observación directa de animales entrenados ha sido cuestionada, pero Schwartz (1977) encontró resultados similares en los hábitos de alimentación de berrendos criados y silvestres usando la misma comunidad vegetal. Otra buena fuente para los estudios por observación directa son los animales en los Parques Nacionales u otros refugios en donde los animales se han acostumbrado a la presencia humana y toleran la proximidad para la observación.



Figura 30. Uno de los estudios de los hábitos de alimentación más intensivo se llevó a cabo en los Pastizales Pawnee, en Colorado. La selección de la dieta se determinó para berrendo, bisonte, ganado y borrego doméstico durante todas las estaciones del año en pasturas con diferentes intensidades de forrajeo. Tales investigaciones dan datos sobre la preferencia en la dieta y el traslape en la competencia entre ungulados. Foto de Chuck Schwartz.

La observación indirecta, o examen del “sitio de alimentación” de animales silvestres pastoreando es uno de los métodos usados más viejos para los estudios de alimentación en berrendos. Rouse (1941) usó el procedimiento de seguir los rastros del berrendo después de una nevada reciente y registró las especies y/o el número de plantas consumidas. Desde entonces este método se ha usado por Buechner (1950a), Cole (1956), Severson (1966), Beale y Smith (1970) y Campbell (1970). Básicamente los berrendos son localizados en el campo y luego se examina la localidad exacta donde los animales estaban comiendo y se registra el uso de las plantas. El sistema requiere poco equipo: un par de binoculares (o un telescopio) y un cuaderno para las notas. Sin embargo, el procedimiento puede ser extremadamente consumidor de tiempo y a veces difícil para determinar el uso de cierta vegetación, por ejemplo con la Artemisia.

Contenido ruminal: (o análisis de estómago) es un método comúnmente usado para determinar los hábitos de alimentación del berrendo (Ferrel y Leach 1950, Mason 1952, Baker 1953b, Cole 1956, Hoover y col. 1959, Dirschl 1963, Russell 1964, Severson 1966, Bayless 1969, Tsukamoto y Deibert 1968, Beale y Smith 1970, Campbell 1970, Mitchell y Smoliak 1971, Taylor 1972, Schwartz y col. 1976, Jacobs 1973).

Korschgen (1980) describió la técnica en detalle, incluyendo la preservación de los materiales y la identificación de los alimentos. Basando su trabajo en muestras de berrendo, Dirschl (1962) dio más detalles sobre el tamaño de los cernidores. Los hábitos de alimentación pueden ser cuantificados por: (1) número y especie; (2) frecuencia de ocurrencia; (3) volumen; o (4) peso (Cooperrider y col. 1986).

El análisis ruminal puede inducir a error en varias formas: Ciertas especies vegetales, como las gramíneas, se pueden digerir más rápidamente que las herbáceas o arbustivas; por lo tanto, si las muestras no han sido preservadas adecuadamente o a tiempo, estas plantas van a ser difíciles de identificar. Las colecciones de muestras de rumen usualmente también requieren de animales muertos, lo cual puede ser costoso, inaceptable para el público, o prohibido en el caso de especies amenazadas. Por estas razones el análisis de heces se ha vuelto cada vez mas popular durante las pasadas tres décadas.

Análisis de heces: Éste es ahora el tipo de análisis más común para determinar los hábitos de alimentación de los berrendos (Jacobs 1973, Schwartz y col. 1976, Sneva y Vavra 1978, Meeker 1979, Body 1979, Sexson 1979, Bailey y Cooperrider 1982, Howard y col. 1983, Goldsmith 1988, Cancino 1994 y Hansen y col. 2001). Aunque las muestras fecales son fáciles de coleccionar, la precisión de la técnica ha sido cuestionada (Holechek y col. 1982). El procedimiento es similar al de análisis de rumen excepto que las muestras fecales se coleccionan más que las muestras de rumen. Dado que el análisis de heces requiere de un gran trabajo de preparación y experiencia en el laboratorio, usualmente es más eficiente pagar por tal trabajo a biólogos de vida silvestre que hacerlo uno mismo. Los procedimientos de campo para este método fueron evaluados y considerados en lo relativo al costo y lo efectivo por Cooperrider y col. (1982).

A continuación están las seis principales ventajas del método de análisis de heces (Holechek y col. 1982): (1) No interfiere con la conducta normal de los animales, (2) permite un muestreo prácticamente ilimitado, (3) es particularmente valioso para muestrear animales que combinan el uso de diferentes comunidades vegetales, (4) es el procedimiento mas factible cuando se estudian especies sigilosas, o en peligro de

extinción, (5) se puede usar para comparar la dieta de dos o más rumiantes al mismo tiempo, (6) requiere de poco equipo.

Holechek y col. (1982) y Gill y col. (1983) concluyeron que la imprecisión podría ser la mayor limitante del método. A pesar de todo, actualmente el método se mantiene como el más popular para realizar estudios de hábitos de alimentación y ha sido aceptado como evidencia admisible en procedimientos judiciales (Cooperrider y col. 1986).

Ensayos misceláneos: son un método usado para determinar la preferencia por plantas usando berrendos confinados. Un observador registra qué plantas son seleccionadas por los animales entre una variedad de plantas igualmente accesibles, puestas a disposición en cantidades iguales aproximadamente. Entonces estas plantas pueden ser analizadas para los valores nutricionales comparativos. El método fue usado por Smith y col. (1965) en Utah para estudiar las preferencias del berrendo por diferentes especies de arbustos. También se determinaron los valores nutritivos de los arbustos. Otro estudio (Smith 1974) relacionó unas dietas artificiales con diferentes niveles de proteína para la producción y sobrevivencia del berrendo. Jacobs (1973) usó los ensayos misceláneos para probar la validez de diferentes hábitos de alimentación de técnicas usadas en Wyoming.

Se han realizado más de 200 estudios de hábitos de alimentación durante los pasados 50 años. Sin embargo, diferentes técnicas estuvieron implicadas y las conclusiones entre los diferentes métodos a menudo no son comparables (Sundstrom y col. 1973, Yoakum 1990). Para dar consistencia para comparaciones en futuros estudios se sugieren las siguientes guías (Yoakum 2004d).

Determinando los hábitos de alimentación: Se pueden usar varios métodos para determinar la dieta de los berrendos, incluyendo las observaciones directa e indirecta, colectando muestras ruminales, análisis fecal, ensayos misceláneos, y fístula ruminal. De éstos, los análisis de heces han sido usados casi exclusivamente como el método de elección durante los pasados 20 años. Cuando se use el análisis de heces, el tamaño de una muestra individual debe ser de al menos 227g, secada al aire, con el propósito de tener suficiente material para la identificación del forraje, análisis de nutrientes, recheckar los primeros resultados, o para tener muestras disponibles para estudios adicionales determinados después en otro proyecto. En los estudios simples de los hábitos de alimentación, en los que el único propósito es identificar las especies de plantas consumidas, la muestra puede consistir de tan pocos pellets como 25, siendo de cinco grupos de heces (T. McKinney, com. pers.).

Si se van a coleccionar muestras fecales, si es posible, el animal individual que las produce debe ser identificado. Las colectas de muestras fecales al azar en el campo sin observar al animal responsable puede resultar en una mala identificación y error en el juicio sobre la estación (los pellets se secan muy rápido en los ecosistemas áridos). Los sitios de colecta deben ser representativos de las principales áreas donde forrajean los animales y debe incluir los datos de la localidad en hábitats cruciales como los terrenos de invierno, las zonas de crianza, los corredores de movimientos estacionales, etc.

Dependiendo del diseño del estudio, la colección de pellets debe hacerse mensualmente a lo largo del año. Un buen estudio de hábitos de alimentación debe incluir datos de 3 a 5 años. Las conclusiones son de mayor valor cuando se toman por

un periodo de varios porque, como los patrones de precipitación cambian, los hábitos de forrajeo de los animales responden a las diferencias de disponibilidad del forraje.

También puede ser deseable coleccionar muestras de otros ungulados que usan los mismos sitios por estación. Esto permite calcular el traslape de las dietas y las preferencias por las clases de forraje.

Colección de plantas y composición del forraje: Las colecciones de plantas son necesarias para identificar el forraje en los estudios de hábitos alimenticios y análisis de nutrientes. Las colecciones de plantas deben ser de los sitios donde se obtuvieron las muestras de pellets. Las muestras de la vegetación deben incluir todas las clases de forraje (pastos, herbáceas, arbustos) por estación. Aunque poner algunas plantas en algunas clases de forraje puede ser artificial, cada muestra debe ser asignada a alguna categoría y alguna explicación sobre las especies que contiene cada categoría. Líquenes, musgos, cactus y herbáceas perennes frecuentemente se ubican en la categoría de herbáceas. Se deben preservar las muestras vegetales y almacenarlas en colecciones de herbario. Las preferencias de forraje por categoría se pueden determinar haciendo transectos de línea (Gysel y Lyon 1980) o por el método de punto de paso (Evans y Love 1957) en el muestreo de composición de la vegetación en las áreas de muestreo. El método de punto de paso es rápido y permite hacer la lectura de muchos transectos en periodos de tiempo relativamente cortos.

Factores ecológicos: Es importante registrar datos ecológicos cuando se hacen las colectas de la dieta y de la vegetación. Esta información es necesaria cuando se analizan o relacionan las conclusiones. Ejemplos de esa información son: cantidades de precipitación por tipo (lluvia, nieve) para todas las estaciones del año (relacionar años normales con otros con mayor o menor precipitación); la actividad o conducta de los berrendos y otros ungulados al tiempo de la colecta, especialmente las características del forrajeo y observaciones sobre la fenología de la vegetación, especialmente aquellas especies que están produciendo semillas. Esto es especialmente importante para registrar las fechas en la implementación de algún sistema de pastoreo; el registro del uso o no uso del sitio por otros ungulados para evaluar el traslape de dietas; y anotar las intensidades de uso de la vegetación por los ungulados y los efectos sobre la vegetación. Se deben anotar aquellas especies forrajeras que han sido usadas ligera, moderada o altamente.

Análisis de laboratorio: A menudo son escasos los laboratorios y el personal entrenado cuando se necesita hacer algún estudio o análisis de los hábitos de alimentación. Entonces, en cuanto a costos, lo efectivo puede ser enviar las muestras fecales y vegetales a un laboratorio especializado. También, a menudo son más eficientes los laboratorios especializados para hacer los análisis de heces que los técnicos o estudiantes bien intencionados que sólo pueden dedicar parte de su tiempo.

Algunos estudios de hábitos de alimentación (Meeker 1979, McInnis 1984) no son muy certeros porque no usaron ningún factor de corrección para compensar las diferencias en digestibilidad de varias plantas forrajeras. El problema de la digestibilidad diferencial de varias plantas ha plagado por años al personal de laboratorio que hace los análisis de rumen y de heces. Sin embargo, estudios recientes han desarrollado factores de corrección que son especialmente importantes para herbáceas y arbustos, las dos clases de forraje más comunes en la dieta de los berrendos (Yoakum 2004d).

Compilación de datos y evaluación: Todas las colectas para la dieta deben ser compiladas a nivel de especie y luego sumadas a clases de forraje y especie por periodo de uso. Si el análisis es por porcentaje de volumen, se puede necesitar una lista de todas las plantas, aún aquellas que se encontraron en cantidades traza (menos del 1%), como esta información puede ser necesaria para evaluar el uso de elementos nutricionales traza o de plantas tóxicas.

Cuando las colectas de campo incluyen información cuantitativa de la selección de la dieta y disponibilidad de forraje por estación, es posible calcular el traslape de las dietas de los diferentes ungulados. Es importante incluir la mayor información ecológica posible porque el análisis puede mostrar el traslape de especies. Sin embargo, si otros herbívoros no están usando el sitio durante alguna estación en particular, es importante notar la falta de traslape o competencia.

Ubicación de laboratorios⁴: Actualmente hay varios laboratorios y/o instituciones de investigación equipados y con personal entrenado que se pueden contratar para el análisis microscópico de heces para las zonas del oeste (de Estados Unidos). Estos incluyen al Departamento de Ciencias del Agostadero de la Universidad Estatal de Colorado en Fort Collins; el Departamento de Vida Silvestre y del Agostadero de la Universidad Tecnológica de Texas en Lubbock; Ciencias Animal y del Agostadero de la Universidad Estatal de Nuevo México en Las Cruces, y el Departamento de Ciencias sobre Recursos Naturales de la Universidad Estatal de Washington en Pullman. Algunas otras universidades locales se deben contactar para saber si tienen en operación su laboratorio.

Manejo del fuego

La mayoría de los pastizales han evolucionado bajo la influencia de los fuegos naturales y los inducidos por el humano, y sin duda, el fuego es esencial para su bienestar a largo plazo. Muchas plantas del pastizal están adaptadas al fuego y a menudo dependen del fuego para su mantenimiento. El fuego estimula la sucesión vegetal; reduce la incidencia de plantas leñosas, proporciona cenizas y nutrientes al suelo, e incrementa la vegetación herbácea. El fuego puede ser benéfico o perjudicial para el hábitat del berrendo, dependiendo de cómo influye sobre la vegetación en cada sitio específico.

Los pros y contras de los efectos del fuego sobre el hábitat del berrendo fueron evaluados por el Departamento de Pesca y Caza de California (1997). Se reconoció que los fuegos naturales son el principal factor que cambia los matorrales a pastizales favorables para el berrendo. No obstante, la quema extensiva y repetitiva puede, a veces, hacer decrecer los arbustos preferidos para el ramoneo de invierno y cuando es pastoreado por el ganado, aumenta la invasión de plantas extrañas y nocivas.

⁴ Para los casos que se vayan presentando en México, se recomienda consultar en las instituciones que haya en la cercanía del sitio de estudio. Algunas ya cuentan con colecciones botánicas que pueden ser un valioso apoyo para complementar después con las otras muestras vegetales que se requieren para preparar las colecciones de referencia. Estas instituciones pueden ser las universidades estatales (o los campus de la Universidad Nacional y/o del Instituto Politécnico); así como otras instituciones o centros de investigación.



Figura 31. Los fuegos recomendados se pueden usar para simular el papel de los disturbios para cambiar la vegetación, especialmente en los pastizales altos y áreas dominadas por arbustos. El fuego recomendado está siendo usado para reducir una invasión de arbustos en una estepa de arbustos en el noreste de Utah. Foto cortesía del rancho Tierra Desértica y Ganado, de Utah.

Fuegos naturales: Los fuegos que se inician por relámpagos son, o fueron, de ocurrencia frecuente en las zonas del oeste (de los Estados Unidos). La mayoría de tales fuegos ocurren naturalmente durante la estación seca de primavera, y con suficiente combustible en forma de pastos residuales disponible, eran históricamente comunes en los biomas del pastizal y de las estepas con arbustos y son raros en los desiertos. Courtney (1989) observó berrendos pastando nuevos pastos y hierbas que crecieron pronto después del fuego en un pastizal en Alberta. Stelfox y Vriend (1977) reportaron que los berrendos se movieron a una pradera quemada antes de haber pasado un mes de terminado el fuego. Hay ocasiones en que los berrendos rápidamente consumen grandes cantidades de cholla (*Opuntia* sp) quemada.

Deming (1963) observó que los berrendos forrajeaban sin demora en las estepas con arbustos que fueron quemadas en Oregon. Él atribuyó esto al consumo de forraje nuevo succulento que crece y se mantiene verde hasta otoño comparado con sitios no quemados. Un uso similar fue confirmado por Van Dyke (1990) y numerosos otros

biólogos quienes especularon que los fuegos naturales mejoran los hábitats del berrendo.

En California, un valle ocupado históricamente por berrendos pero desprovisto de hatos por más de 75 años, experimentó la llegada de un hato explorador dentro del valle y que se mantiene permanente después de un fuego natural de más de 12,000ha. Aparentemente el fuego causado por un relámpago, seguido de una resiembra, cambió las condiciones del hábitat de una pobre calidad a una buena condición permitiendo a los berrendos que se establecieran exitosamente (Yoakum 2004c).

Fuegos prescritos: Los fuegos prescritos se pueden, y deben, usar para simular el papel de los fuegos naturales para cambiar y vigorizar la vegetación del pastizal. El manejo del fuego es especialmente apropiado para los pastizales altos y los pastizales dominados por matorrales y árboles pequeños.

El Refugio Nacional para el Berrendo Montañas Hart en Oregon suprimió los fuegos antes de 1990. Ahora, los fuegos prescritos son la principal práctica de manejo de la vegetación (Pyle y Yoakum 1994, Gruell 1995). Los estudios de campo revelaron que más del 90% de los matorrales estaban en etapas finales de una sucesión con poca cobertura de herbáceas. El objetivo en el paisaje era sostener un mosaico de vegetación en diferentes etapas de sucesión e incrementar la abundancia de herbáceas y pastos. Proporcionar diversidad es esencial para la salud y elasticidad del ecosistema. Las comunidades con diversidad vegetal generalmente sostienen poblaciones de vida silvestre más vigorosas, incluyendo al berrendo. Los objetivos actuales del Refugio incluyen mantener del 20 al 30% de arbustos en las fases primaria y media de la sucesión; consecuentemente un programa de fuegos prescritos fue implementado en 1994. Los fuegos prescritos se han usado para producir un patrón mezclado de parches quemados y no quemados en una proporción más o menos igual. No ha habido mayores problemas con la invasión de plantas extrañas principalmente debido a su escasez antes del quemado y tal vez a la falta de ganado pastando. Las prácticas de quema han sido realizadas sólo en hábitats del berrendo de primavera/verano donde hay necesidad de incrementar el forraje de herbáceas. Ningún tratamiento se ha dado en las tierras de invierno donde los arbustos son el forraje clave para el berrendo.

Los pastizales altos son paisajes históricos y existentes para los berrendos (Eccles y col. 1994). En estas praderas crecen pastos de 2.7 m de alto; sin embargo, pueden ser cambiados a hábitat adecuado para el berrendo cuando la vegetación se cambia a estructuras bajas por medio del fuego o pastoreo de grandes herbívoros (históricamente el bison, ahora el ganado). Esta manipulación de la vegetación cambia la vegetación herbácea alta y de viejo crecimiento a forraje bajo en crecimiento llenando los requerimientos del hábitat del berrendo. Cuando empieza el fuego la vegetación es de altura baja a media y con el clima frío; muchos de los fuegos se hacen en la noche cuando las temperaturas son las más bajas y con la mayor humedad. También, los fuegos son programados para tomar ventaja de la poca humedad de la vegetación; por lo tanto la intensidad del fuego no es alta o catastrófica. Simpson (1992) reportó que los berrendos no huían del fuego pero vagaban por ahí y alrededor buscando sitios no quemados para forrajear.

Los fuegos también son esenciales para mantener el pastizal del semidesierto como hábitat para el berrendo. Sin fuego, o por la supresión de los fuegos, estos pastizales se convierten en densos chaparrales o llanuras, reduciendo o eliminando así las poblaciones

de berrendo. Como con el fuego en las estepas de arbustos, a menudo es necesario reducir el pastoreo para proveer suficiente combustible para un fuego, el cual deberá hacerse en mayo o junio para emular las condiciones naturales (Brown 1994). La falla en la inducción de un pastoreo apropiado y regímenes de fuego, es ahora la mayor amenaza para las poblaciones de berrendo en el pastizal del semidesierto.

Las prácticas recomendadas para los fuegos prescritos las dan Yoakum y col. (1980), Vallentine (1989), Payne y Bryant (1994), Riggs y col. (1996), y Yoakum (2004a), dando una discusión completa de los objetivos, técnicas actuales y resultados de los fuegos prescritos para mejorar los ecosistemas para la vida silvestre, incluyendo al berrendo.

Competencia y conflictos

Competencia con el ganado: Los berrendos y el ganado han co-existido en varios grados en las zonas del oeste (de Estados Unidos) por más de 450 años (Wagner 1978, Leftwich y Simpson 1978, Yoakum y O'Gara 1990, Yoakum y col. 1996). El ganado bovino, ovino y caballar son los animales de mayor preocupación porque son los principales animales domésticos que hay en los mismos terrenos ocupados con berrendos. Sin embargo, en el pasado, las cabras fueron serios competidores con los berrendos, y puede mantenerse así en partes de Texas y México (Büechner 1950a).

La cronología de los números de ganado y berrendo estuvo bien documentada por Wagner (1978). Él retrató gráficamente esta relación ilustrando el grado de consumo de forraje de ambos, enfatizando por qué el berrendo hoy consume menos del 1% de la vegetación del oeste (de Estados Unidos).

El uso de todo tipo de ganado tiene algún efecto sobre el berrendo, el grado depende de los factores ecológicos en los diferentes hábitats. Esto es lo que se discutirá primero, y después se cubrirán aquellos factores que garantizan las consideraciones de manejo para el ganado bovino, caballar y ovino.

Ganado en general: El hábitat puede ser rápida o lentamente alterado por el ganado (Wagner 1978, Kindschy y col. 1982, Wald y Alberswerth 1989, Yoakum y col. 1996). Estos cambios pueden afectar tanto la calidad como la abundancia del forraje preferido necesario para sostener más económicamente a los hatos de berrendos (Ellis 1970, Howard y col. 1990). La disminución de la cobertura vegetal por el pastoreo del ganado fue reportada por Autenrieth (1982) como un serio factor sobre la sobrevivencia de las crías. El sobreuso del forraje por el ganado durante severas sequías forzó a los berrendos a usar plantas venenosas resultando en mortalidad directa y pobre desempeño reproductivo (Hailey 1979). El pastoreo también inhibe al fuego, favorece la proliferación de vegetación leñosa y arbustiva, y por lo demás cambia la cobertura para el berrendo (Humphrey 1950).

McNay y O'Gara (1982) reportaron el desplazamiento de hembras parturientas provocado por el ganado. Las hembras usaban áreas tradicionales de crianza cuando el ganado no estaba presente, pero se movieron a zonas adyacentes cuando se permitía la entrada del ganado a las zonas de crianza. Tal competencia por espacio resultó en que las hembras se movieron a sitios con la altura de la vegetación menos deseada. Las guías de manejo para aligerar este problema incluyen la exclusión o la demora de la

entrada del ganado en las áreas tradicionales de crianza hasta después del periodo de partos de los berrendos

A veces, y en ciertas localidades, el ganado y el berrendo tienen relaciones de comensalismo (Yoakum y col. 1996). Aunque son raros, hay casos históricos en los que el ganado pastando en tierras con abundancia de pastos puede incrementar la producción de herbáceas y arbustos preferidos por el berrendo. Entonces también, el berrendo consume muchas plantas que se saben nocivas o tóxicas para el ganado, por ejemplo la “espuela de caballero” o “espuelita” (*Delphinium* sp.), la “cebadilla” (*Zygadenus* spp.), y la “hierba mala” o “halogeton” (*Halogeton* spp.) (Yoakum y O’Gara 1990). Los programas de control de depredadores pensados para beneficiar al ganado pueden también ser benéficos para el berrendo, y Connolly (1978) enlista numerosos casos de control de depredadores que incrementaron las poblaciones de berrendo. No obstante, el ganado puede a veces ser reservorio de enfermedades y parásitos que afectarán negativamente al berrendo (Yoakum 2004d).

Se necesita una evaluación cuidadosa para identificar los activos y pasivos de la compatibilidad o competencia del ganado en tierras ocupadas por berrendos. Este es un tema que garantiza mayores investigaciones a realizar y reportar en condiciones de campo en sitios de pastizal, estepa de arbustos y desiertos.

Bovinos: La conducta agresiva entre los bovinos y los berrendos parece que es mínima (Roebuck 1982, Pyrah 1987). Sin embargo, la competencia por el forraje puede no ser un problema, dependiendo de la composición y producción de la vegetación. Para las zonas con abundantes pastos, herbáceas y arbustos nativos en una condición ecológica saludable, la competencia interespecífica puede ser mínima. Esto es porque el ganado es principalmente consumidor de pastos, mientras que el berrendo forrajea predominantemente sobre herbáceas y arbustos (Yoakum 2004c). No debe hacerse mucho hincapié que estas relaciones compatibles pueden ocurrir en zonas con vegetación nativa sana y abundante. Sin embargo, para pastizales poco diversos o zonas con baja diversidad y cantidad de herbáceas y arbustos, puede haber seria competencia por las clases de forraje preferidas (Yoakum 2004c). Hoover y col. (1959) reportaron que los 10,000 berrendos en Colorado en ese tiempo no comerían tanto pasto como lo harían 200 cabezas de ganado. Aparentemente existe poco traslape en la dieta entre los bovinos y el berrendo; una evaluación de 10 estudios reveló proporciones menores al 30% para 9 casos (Yoakum y O’Gara 1990). En un estudio se encontró fuerte competencia por pastos y herbáceas en la zona de la Gran Cuenca, en primavera y principios de verano, resultando en una baja sobrevivencia de las crías, comparada con la de los pastizales de la Gran Planicie (Ellis 1970). Hay tabulaciones generalizadas para muchos tipos de hábitats diferentes pero son consistentes al representar el poco traslape en la dieta. De ahí que, sobre la base de a lo largo de un año, la competencia es relativamente baja por el consumo de diferentes tipos de forraje de ambas especies.

Borrego doméstico: Los investigadores no se han puesto de acuerdo en lo que concierne a la compatibilidad del berrendo y el borrego doméstico. Los autores que encuentran problemas de competencia incluyen a Einarsen (1948), Büechner (1950a), Campell (1970), Freeman (1971) y Pyrah (1987). Sin embargo, Severson (1966) no observó estrés aparente en alguna de las especies como resultado de la presencia de la otra. En



Figura 32. Cuando las zonas están en una condición ecológica sana con abundancia de pastos, herbáceas y arbustos, el doble pastoreo por berrendos y ganado puede ser compatible. Aquí pueden verse berrendos y ganado forrajeando juntos en una comunidad de pradera de pastos cortos en el centro de Arizona. Foto de George Andrejko.

seis estudios de hábitos de alimentación evaluados por Yoakum y O’Gara (1990) se encontró competencia por forraje, debida principalmente a que ambos animales consumen cantidades de herbáceas y arbustos. La estancia de borregos en las áreas de crianza de berrendo puede también ser un problema, y se debe prohibir desde 15 días antes hasta 15 días después del pico de los partos.

Hay otros dos aspectos en el forrajeo de los borregos que pueden ser perjudiciales para el berrendo: (1) los borregos son portadores de parásitos y enfermedades comunes con los berrendos, y (2) los borregueros impulsan la construcción de cercos no favorables para los movimientos de los berrendos.

Caballos (domésticos y ferales): Hay caballos domésticos y ferales ocupando parte importante del hábitat de los berrendos, sin embargo, sólo dos estudios han investigado la competencia interespecífica entre las dos especies (Meeker 1979, Berger 1986). Ambos notaron poca agresión entre las especies pero los caballos eran dominantes todo el tiempo. El traslape de las dietas fue menor en las tierras con pastos abundantes de acuerdo con Yoakum y O’Gara (1990).

Otros ungulados: Hay bisontes y elk en el hábitat del berrendo en Arizona, en el Parque Nacional Yellowstone, en el Parque Nacional del Bisonte, y otros lugares. Excesiva cantidad de cualquier ungulado puede resultar en competencia por el forraje con el berrendo, y grandes cantidades de elk pueden ser responsables de alguna declinación

en las poblaciones de berrendos en el P. N. de Yellowstone (Boccardori y Garrot 2002) y en la Mesa Anderson en el norte de Arizona (Brown y col. 2004).

Manipulación de la vegetación: Los berrendos prosperan en los terrenos con una vegetación en condición de sub-clímax. Tales condiciones fueron creadas históricamente por los fuegos naturales y, donde la precipitación fue suficiente, el pastoreo estacional por herbívoros tales como los bisontes y elks. Hoy, en las tierras del oeste (de Estados Unidos) la mayoría de los esfuerzos de manipulación de la vegetación son para las necesidades del ganado. Estos proyectos pueden ser benéficos o perjudiciales para el berrendo. Para beneficio del berrendo, la manipulación de la vegetación debe incrementar el número de herbáceas y arbustos nutritivos, y proveer de diversidad en el hábitat. Pastizales con baja diversidad y estepas de arbustos de origen natural o artificial, se pueden mejorar por la adición de especies que proveen alimento y cobertura, la que sea más limitante (Yoakum 2000c).

El control de arbustos y la siembra artificial de monocultivos tienen un valor limitado para el berrendo (Yoakum 1980, Kindschy y col. 1982, Pyrah 1987), especialmente cuando ocurre en grandes extensiones: 2,000 – 6,000ha. Grandes proyectos para el hábitat requieren que los berrendos viajen grandes distancias buscando los arbustos preferidos durante la sucesión vegetal.

Control de arbustos. No son hábitats deseables grandes áreas dominadas por arbustos y árboles arbustivos ya que los arbustos compiten por la humedad y los nutrientes con las herbáceas, y también la vegetación gruesa y alta dificulta al berrendo la visibilidad y el escape de sus enemigos. El control de arbustos y/o árboles puede o no mejorar el hábitat del berrendo, dependiendo de las condiciones locales y de cómo se implementa el tratamiento. El control de la vegetación leñosa no ha mejorado el hábitat del berrendo en Texas (C. Winkler, com. pers.). Sin embargo, muchos reportes han documentado que el control de arbustos (principalmente juníferos y artemisa) puede incrementar la capacidad de carga para el berrendo en la región de la Gran Cuenca (Kindschy y col. 1982, Aoude y Danvir 2002, Yoakum 2000c). Un estudio aún en desarrollo en Wyoming indica que las plantas crecen más vigorosas en las áreas con “controles” previos que en las áreas “no controladas” (H. Harju com. pers.). Esto puede ser bueno o malo para el berrendo en las áreas con arbustos altos dominantes (más del 50% de cobertura) que pueden hacer el hábitat marginal o de baja densidad para el berrendo. Esto es especialmente cierto donde los arbustos son de 76 cm o mayores (Willis y col. 1988, Ockenfels y col. 1994); tales áreas deben ser tratadas para disminuir la cantidad y altura de los arbustos. Se recomienda limitar el tamaño de los proyectos a bloques de menos de 400 ha y cada proyecto debe mantener idealmente la cobertura de arbustos del 5 al 20%. En general, el control de arbustos/árboles debe intentar imitar las condiciones naturales, i.e. condiciones mantenidas por fuegos periódicos.

Las áreas de invierno y las de crianza en primavera deben incluirse en los proyectos de control de arbustos sólo cuando los arbustos estén decadentes o tan densos como para aumentar la tasa de depredación. Los proyectos de control de arbustos no deben intentar erradicar a los arbustos preferidos que proporcionan forraje nutritivo en otoño e invierno. Los arbustos son de la mayor importancia donde la nieve excede los 30 cm ya

que a menudo sobresalen de la nieve y son disponibles como forraje.

Frecuentemente el control de arbustos se logra por prácticas mecánicas como lo son el arado y las cadenas. Arar con grandes arados puede remover del 90 al 95% de los arbustos (Vallentine 1989) pero a menudo mata las herbáceas que son altamente preferidas por el berrendo. El control con cadenas se realiza jalando una gran cadena entre dos tractores grandes. Esta práctica no mata muchos arbustos y es mucho menos dañina para los pastos y herbáceas. Sin embargo, en el sur, promueve, más que inhibir, la producción de mesquite, juniperos y otros pequeños árboles y arbustos (R. Miller com. pers.).

La aplicación atomizada de químicos es otra técnica para el control de arbustos. El atomizador (usualmente 2-4-D) controla los arbustos sin daño para los pastos nativos y puede ser aplicado a ciertas especies vegetales en particular (Vallentine 1989). Sin embargo, este químico ha mostrado tener efectos deletéreos en las herbáceas cuando se aplica en el tiempo no adecuado. Para evitar matar las herbáceas, la aplicación atomizada no se debe realizar a fines de primavera y verano.

Los fuegos (naturales o prescritos) son uno de los agentes de disturbio más seguros para restaurar y mantener los pastizales (Sauer 1950); y el quemado del pastizal es una de las prácticas más viejas conocidas que usa el humano para manipular la vegetación (Vallentine 1989). Aunque los incendios accidentales pueden ser más perjudiciales que benéficos para los recursos forrajeros; sin embargo, los fuegos prescritos pueden ser benéficos y económicos como una técnica de mejoramiento del hábitat. Los fuegos prescritos implican la planificación sistemática que establece cuando el clima y la vegetación están en condiciones para imitar las condiciones naturales y maximizar los beneficios. La coordinación del tiempo es importante para el uso del fuego, cuando se realiza apropiadamente, ya que puede disminuir la cantidad de arbustos y no dañar seriamente a los pastos y a las herbáceas (Beardahl y Sylvester 1974). Los investigadores han reportado estimulación inmediata en el crecimiento de las plantas después del fuego, resultando en una mayor producción de herbáceas y la producción de forraje (Deming 1963, Courtney 1989, Yoakum 2000c).

Vallentine (1989) proporciona una discusión completa sobre los objetivos, las técnicas y los resultados del quemado de matorrales. Pechanec y col. (1954) recomendaron sólo quemar: donde la artemisa es densa y forma más de la mitad de la cobertura vegetal. Otras recomendaciones incluyen el quemado sólo cuando los pastos perennes y las herbáceas forman más del 20% de la cobertura, o donde la zona será sembrada después del fuego y donde las necesidades económicas y biológicas de todos los usos (forraje para el ganado, fauna cinegética, valor de la cuenca, etc.) han sido consideradas. Él también recomendó quemar la artemisa a fines de verano o principios de otoño al menos 10 días después que los pastos perennes maduraron y se secaron, y las semillas han sido diseminadas.

Siembra artificial: Cuando la correcta planeación muestra que la manipulación de la vegetación es deseable para los berrendos, Plummer y col. (1968) recomendaron la siembra de una mezcla de semillas de 10 a 30 especies de pastos, herbáceas y arbustos. Sembrar con monocultivos frecuentemente resulta en bajas densidades y poca variedad de herbáceas. Muchas zonas manipuladas han sido plantadas con

gramíneas perennes exóticas que rara vez consume el berrendo, por ejemplo, “triguillo” (*Agropyron* sp.). Cuando se alimenta de pastos, el berrendo prefiere las especies nativas de textura más fina como el “pasto azul” (*Poa sandbergii*).

Aunque la siembra de mezclas de semillas de pastos y herbáceas nativas es más costosa, el resultado es una mayor diversidad de especies, algo comparable a muchas de las zonas en condiciones naturales. También las siembras de mezclas de especies nativas están en conformidad con las leyes federales (de Estados Unidos) (como el Acta Nacional de Protección Ambiental de 1969, el Acta Federal de Manejo y Política de la Tierra de 1976, y el Acta de Minas Superficiales de 1977) que rigen en tierras públicas que son manejadas en su vegetación natural, incluyendo la artemisa (*Artemisa* spp.).

En Utah, para programas de restauración a gran escala, de áreas usadas por la vida silvestre, Plummer y col. (1968) desarrollaron 10 principios. Estos procedimientos tienen una amplia aplicación en sitios similares por todo el oeste (de Estados Unidos) aunque pueden necesitarse algunas modificaciones para llenar las condiciones ecológicas en el suroeste (de Estados Unidos) y otros ambientes locales.

- 1.- *Son deseables algunos cambios en la cobertura vegetal por ciertas medidas propuestas. A menudo un pastoreo más ligero por el ganado, para que las especies deseables puedan crecer, puede ser todo lo que se necesita.*
- 2.- *Los tipos de terreno y suelo deben ser adecuados para los cambios seleccionados. El suelo y el terreno deben ser cuidadosamente considerados para determinar dónde el tratamiento adecuado produciría el mayor forraje para la vida silvestre.*
- 3.- *La precipitación debe ser adecuada para asegurar el establecimiento y sobrevivencia de las plantas sembradas. La cantidad de precipitación, junto con la ocurrencia de plantas indicadoras, es la guía más importante para las especies que pueden sembrarse.*
- 4.- *La competencia vegetal debe ser lo suficientemente baja para asegurar que las especies deseadas puedan establecerse. La remoción con cadenas es un método altamente versátil, efectivo, económico y muy ampliamente usado para eliminar la competencia no deseada de árboles y arbustos.*
- 5.- *Sólo deben plantarse especies y cepas de plantas adaptadas a un área. Las especies sembradas deben ser capaces de establecerse y mantenerse por sí mismas. Debe haber una mezcla de pastos, herbáceas y arbustos.*
- 6.- *Deben plantarse mezclas, más que especies solas. La siembra de mezclas es ventajosa cuando el mayor propósito de restauración es el mejoramiento de la diversidad necesaria para la vida silvestre.*
- 7.- *Suficientes semillas de pureza y viabilidad aceptables deben ser plantadas para asegurar la resistencia. La cantidad por hectárea depende de la pureza de las*

semillas, el tamaño, la viabilidad, y si las semillas son sembradas en surcos o al voleo.

8.- Las semillas deben cubrirse suficientemente. Plantar más profundo que 13 mm raramente es deseable; y de otra forma, dejar las semillas expuestas es insatisfactorio.

9.- El plantado debe hacerse en la estación que reúna las condiciones óptimas para el establecimiento. Cuando el clima lo permita, la siembra en invierno (diciembre-febrero) es lo mejor. El trasplante de plántulas que vienen de viveros es más exitoso cuando se completa mientras el suelo esta aún húmedo por las precipitaciones naturales.

10.- La zona plantada debe estar protegida adecuadamente. Las plantas jóvenes y las plántulas no se deben pastorear o pisotear por el ganado o la fauna mayor.

Cuando se realizó adecuadamente, el sembrado artificial se ha probado que da beneficios para el berrendo. Una evaluación de 11 años, de un proyecto de restauración de gran escala, cerca de Vale, Oregon, reveló incrementos en el hato de casi el 100% cerca de las áreas sembradas, principalmente con alfalfa para tierras secas, comparada con tierras adyacentes no tratadas donde las poblaciones incrementaron el 30% (Kindschy y col. 1982). Hatos de berrendos explorando en California, Oregon y Nevada se movieron a tierras manipuladas que tenían los requerimientos del hábitat del berrendo de una variedad de pastos, herbáceas y arbustos (Yoakum 2004c).

Los manejadores de vida silvestre del rancho Tierra Desértica y Ganado, de Utah y áreas adyacentes en Wyoming, reportaron sobre un programa de restauración de la vegetación con el objetivo de incrementar las herbáceas para el berrendo y el ganado (Aoude y Danvir 2002). Se emplearon varios métodos para el control de arbustos y algunos sitios se sembraron con semillas y plantas herbáceas. Los autores concluyeron que los proyectos de restauración de la vegetación aumentaron la producción de crías de berrendo y la capacidad de carga comparando con sitios adyacentes no tratados. Los resultados de este estudio sugieren que tratando anualmente sitios tan pequeños como del 2% de la zona, contribuye a aumentar los números en el hato de berrendos.

Sistemas de pastoreo: Los sistemas de pastoreo del ganado están diseñados para mantener o mejorar las condiciones del forraje. Hay varios sistemas diferentes, i.e. pastoreo diferido, pastoreo a lo largo del año, pastoreo intermitente, rotación con descanso, pastoreo holístico o de corta duración, etc. (Stoddart y Smith 1955, Heady y Child 1994, Holencheck y col. 1997). Los manejadores de ganado frecuentemente prueban o cambian los sistemas de pastoreo.

Cuando se está distribuyendo el forraje, las especies vegetales preferidas por los berrendos deben reservarse como forraje para el berrendo. Esto incluye pastos, herbáceas y arbustos identificados en los estudios de hábitos de alimentación en el mismo ecosistema o en aquellos que sean similares. Se debe considerar cómo asegurar que las herbáceas y los arbustos claves no sean pastoreados más allá de su tolerancia sustentable. El forraje reservado también debe tomar en cuenta un número razonable de

berrendos. Los números razonables deben basarse en los objetivos de las agencias de manejo de la vida silvestre y de la tierra (Yoakum y O'Gara 1990).

Cuando los sistemas de pastoreo están diseñados alrededor del concepto "especies vegetales clave", se deben incluir herbáceas y arbustos. Los sistemas de pastoreo que simulan cercanamente a las condiciones de la vegetación con potencial ecológico son los más favorables para el berrendo. Los sistemas de pastoreo que restringen, alteran, limitan o deterioran los requerimientos del hábitat del berrendo deben incluir procedimientos para mitigar o alternativas para mejorar el hábitat del berrendo. Por ejemplo, cualquier sistema de pastoreo debe requerir que el ganado esté restringido de las áreas de crianza durante esa estación.

Equivalencias animales: La distribución del forraje para el ganado y el berrendo es un procedimiento complejo. Se han usado varios métodos para el cálculo de las proporciones de intercambio (equivalentes animal), pero ninguna ha sido completamente satisfactoria (ver por ejemplo Büechner 1950a, Hoover y col. 1959, Severson y col. 1968, Taylor 1972, Kniesel 1988, Yoakum y col. 1996).

El sistema más común para calcular las unidades animal por mes (UAMs) de forraje consumido por ganado y berrendo es la proporción de peso metabólico (Heady y Child 1994). Basados en este sistema, seis berrendos se consideraron equivalentes a una UAM. En Idaho, Anderson y Denton (1980) usaron un sistema de comparación de cantidades de forraje consumido por día, resultando que 14.8 berrendos fueron el equivalente a una UAM. Pero cuando se consideró la proporción de traslape de las dietas, Anderson y Denton (1980) recalcularon sus equivalentes y determinaron que esto tomaba 59.2 berrendos igual a una UAM.

Kniesel (1988) revisó los procedimientos anteriores y las prácticas para usar las proporciones equivalentes. Él subrayó la gran variación en las proporciones de berrendos por vaca usadas actualmente por las agencias de manejo (e.g. 105:1 en Colorado; 59:1 en Idaho; 39:1 en Texas; 7-14:1 en Oregon; y 5:1 en Montana). Kniesel atribuyó la amplia variación a las diferentes metodologías y la información utilizadas. Algunos investigadores primeramente usaron las diferencias de peso, mientras que otros incluyen consideraciones tales como el traslape de las dietas y las condiciones del hábitat. Él concluyó que la evaluación de la equivalencia de UAM entre ganado y berrendo se mantendría como un problema porque hay poco acuerdo entre las agencias de manejo estatales y federales para estandarizar los equivalentes en la distribución de forraje para los programas de uso múltiple.

Cercos ⁵

Requerimientos biológicos del berrendo e historia: A una década de haberse levantado los cercos de alambre de púas en las zonas del oeste (de Estados Unidos), Caton (1877)

⁵Al igual que la cacería, en el documento original, la cuestión de los cercos, se trata ampliamente y la situación también es muy diferente en México, no sólo en lo que toca a la legislación, su aplicación y vigilancia, sino que también cambia, en nuestro país, de una región a otra, por ejemplo, en la península de Baja California, el problema con los cercos no es como sucede en Chihuahua, en donde éstos pueden estar separando e impidiendo la circulación de animales entre las diferentes poblaciones nativas.

estaba reportando que los cercos de 1.2 m de alto estaban restringiendo los movimientos de los berrendos: *“Esta incapacidad para saltar sobre los objetos altos puede ser sin duda atribuible al hecho de que ellos viven en los llanos, donde raramente se encuentran con tales obstrucciones, y así que ellos y sus ancestros por muchísimas generaciones no han tenido la ocasión de brincar por arriba de esas obstrucciones y así de este desuso ellos no saben cómo hacerlo, y nunca intentan cuando se los encuentran”*

Caton estaba esencialmente en lo correcto. El berrendo se ha adaptado desde hace milenios a los paisajes abiertos sin barreras verticales. En el relativamente corto tiempo desde que empezó el cercado en el oeste (de Estados Unidos), la restricción en el movimiento de casi todas las poblaciones de berrendo, estos animales se han mostrado poco capaces de atravesar los cercos como lo hace el bisonte, o para saltarlos como lo hacen venados y elks. En vez de eso, el berrendo ha aprendido a resolver su paso por ciertos cercos arrastrándose por debajo de ellos. Pero si el alambre del fondo está muy bajo, ya sea por el diseño o por la acumulación de arena, suelo, vegetación o nieve, el movimiento de los berrendos es seriamente impedido.

El bienestar de los berrendos se ha afectado en proporción a la venta del alambre de púas. En 1879, en los Estados Unidos se manufacturaron cinco toneladas de alambre de púas. Seis años después, se colocaron 40,000 toneladas cruzando el oeste (de Estados Unidos). Para 1945 este dato había alcanzado las 234,000 toneladas por año (Leftwich y Simpson 1978). Inicialmente la mayoría de los cercos eran para detener la nieve, los cuales resultaron con gran número de berrendos atrapados hasta congelarse y morir en las ventiscas (Hailey 1979). Después el cercado de las pasturas se volvió cada vez más común y cada vez más restrictivo de los movimientos de las poblaciones de berrendos hasta que la especie fue excluida de mucho de su rango original (Russell 1964, Martinka 1967, Spillet y col. 1967, Hailey 1979).

Actualmente, los cercos se construyen en el oeste (de Estados Unidos) para controlar el acceso a lo largo de los caminos, carreteras y vías de ferrocarril; para proteger los cultivos agrícolas; para limitar el acceso a la operación de minas, instalaciones militares y propiedades privadas; y para otros propósitos. Sin embargo, la mayoría de los cercos son instalados para controlar al ganado doméstico. Cómo se diseñan y construyen estas cercas determina su efecto sobre el bienestar del berrendo. Los cercos se pueden construir para: (1) restringir y controlar completamente los movimientos de los berrendos; (2) controlar al ganado y a los caballos pero permitiendo el paso de los berrendos; o (3) controlar a todos los ungulados incluyendo borrego doméstico y cabras, así como también los movimientos de los berrendos.

Estos cercos son barreras completas o parciales para los movimientos de los berrendos y han obstruido los movimientos estacionales y su viaje a zonas con agua y alimento. El resultado es que las poblaciones de berrendo han continuado su disminución en algunos de sus terrenos. También ha ocurrido una gran mortalidad en algunas áreas cuando los animales se enredan o quedan atrapados cuando intentan superar esas barreras (Oakley 1973).

Los berrendos deben tener alta prioridad cuando se considera el cercado y se debe hacer un gran esfuerzo para armonizar el uso del terreno por parte del ganado y los berrendos. El manual H-1741-1 del Buró de Manejo de la Tierra de Estados Unidos

establece que todos los medios para controlar al ganado (pastoreo, uso de formas naturales de la tierra para limitar el movimiento, exclusión de ciertas clases y tipos de ganado, distribución de sal y fuentes de agua, etc.) deben de considerarse antes que decidir el uso de alguna configuración específica de cerco. El manual también orienta sobre los efectos potenciales, incluyendo costos sobre otros recursos para ser considerados cuidadosamente antes de decidir qué cerca usar. Los manejadores de vida silvestre estatales o de las provincias deben asegurar que los manejadores de la tierra federales cumplan con estos importantes directivas. Las guías de cercado del Departamento de Caza y Pesca de Wyoming mantienen que no debe haber ningún cerco perpendicular a las principales rutas de migración o en terrenos de transición o de invierno para el berrendo (Lee y col. 1998).

En el pasado fue frecuente que los esfuerzos se dirigían a buscar las formas de modificar la conducta del berrendo para minimizar el efecto de los cercos. No se puede asumir que el berrendo se adaptará a los cambios en el hábitat resultado del uso del ganado o que aprenderán patrones de conducta que le permitirán ajustarse al hábitat alterado por los cercos. Observaciones hechas en Wyoming no indican incremento en el número de berrendos que han aprendido a saltar cercos; sin embargo, los individuos más viejos tienen una mayor tendencia a brincar cercos que las crías, las cuales nunca se ha observado brincándolos (H. Harju com. pers.).

Los cercos de red para controlar al borrego doméstico son particularmente desastrosos para el berrendo que busca su forraje preferido en el árido suroeste (de Estados Unidos) (Büechner 1950a, Hailey 1979). En el hábitat del norte, a menudo los cercos le impiden severamente al berrendo sus movimientos en el invierno (Spillet y col. 1967, Oakley y Riddle 1974, Mitchell 1980, Barret 1982, Pyrah 1987). Las mallas y cercos borregueros le impiden al berrendo salir adelante de las severas tormentas hacia las tierras con forraje preferido o con menos nieve. Por la restricción de los movimientos libres, los cercos mantienen a los berrendos en áreas que le ofrecen poca protección o alimento en las tormentas, resultando en la malnutrición y las muertes por el invierno. Popowski (1959) resumió adecuadamente la seriedad de este asunto afirmando "Cuando el berrendo está negado de su libertad cuando busca llenar sus requerimientos de alimento en cada estación, se enferman y mueren de malnutrición; y cuando no se pueden mover para evitar las severas tormentas de invierno a menudo se amontonan en los rincones de los cercos y se congelan hasta la muerte". La nieve profunda llena las depresiones por donde los berrendos pasan debajo de las cercas convirtiéndolas a prueba de berrendos. Las capas de nieve o la nieve acumulada por el viento cubren los hilos de alambre inferiores de los cercos prohibiéndole al berrendo la posibilidad de pasar por abajo, y la nieve no da una superficie suficientemente sólida para iniciar un esfuerzo para brincar. En tales situaciones, las cercas en los corredores y en las zonas de invierno de los berrendos necesitan bajarse.

Después de más de 100 años de experiencia con los cercos, los berrendos aún van por debajo más que a través o sobre los cercos. Büechner (1950a) observó que la mayoría de los berrendos parecían ignorantes de su habilidad de brincar; y a menudo mueren de hambre más que brincar las cercas para borrego. Durante una captura de berrendos en Wyoming, un berrendo adulto brincó sobre una cerca de 2.4 m (Spillet y col. 1967)

y han brincado estructuras horizontales de 2.1 m (Mapston (1968). Spillet y col. (1967) reportaron que la habilidad del berrendo para ver sobre el cerco era un factor importante para sus ganas de brincar cercos; ellos también observaron berrendos usando pasos de nieve para cruzar cercos.

Investigación y litigación: Una de las primeras evaluaciones extensivas dirigidas a las interrelaciones de los berrendos con los cercos la realizó Rouse (1954) en Montana y Wyoming. Él notó que los cercos eran un obstáculo a menos que los hilos de abajo se alzaran al menos 38 cm sobre el suelo, y que algunas cercas con ese hilo mas abajo eran completamente impasables.



Figura 33. Las facilidades para el manejo del berrendo en Vizcaíno, localizadas en Baja California Sur, México, contienen todos los cercos interiores con seis hilos de alambre liso para separar siete pequeños encierros. Los cercos de alambre liso han sido efectivos por más de una década (Cancino y col. 2002). Foto de Ramón Castellanos.

El primer estudio de campo intensivo sobre los efectos del cercado sobre los berrendos se realizó en Wyoming por Spillet y col. (1967). Estos investigadores probaron 22 tipos de cercos para evaluar los movimientos de los berrendos bajo condiciones controladas. Los resultados indicaron que una cerca de 81 cm de altura era el máximo que la mayoría de los berrendos podría saltar. Cuando los berrendos no podían pasar por debajo de una cerca para borregos, se desarrolló una estructura como los guarda-ganado llamada “paso de berrendo”, que resultó satisfactoria sólo parcialmente debido a que las crías algunas veces se rompen las piernas cuando tratan con el “paso”.

Más recientemente se terminó otro estudio intensivo sobre los berrendos y los cercos, cerca de Roswell en Nuevo México (Howard y col. 1990). Los potreros abastecidos con berrendos para evaluar la influencia del ganado y los borregos, especialmente la tasa de

abastecimiento y la competencia por forraje. La viabilidad de los berrendos era mayor en pasturas con ganado que con borrego debido en parte a las menores restricciones puestas por las cercas para el ganado. Las cercas ganaderas permitían más movimiento aun cuando las cercas borregueras que fueron modificadas con pequeñas secciones que permitían a los berrendos moverse entre las pasturas cuando la condición del forraje cambiaba.



Figura 34. Los cercos de malla con dos o tres hilos de alambre de púas por arriba a menudo presentan barreras totales para el movimiento de los berrendos. Esto es especialmente cierto para las crías que son menos capaces de brincar sobre cercos de alambre. Foto tomada en la Unidad de Investigación de Vida Silvestre de Sybille en Wyoming por J. Ward.

Dos grandes juicios han implicado a los cercos para ganado y el bienestar de berrendos en tierras públicas. En el Distrito de Pastoreo Roswell en Nuevo México las cercas fueron modificadas al “tipo lobo” por el gobierno federal para permitir el paso de los berrendos. La decisión de modificar el cerco en tierras públicas fue refutada por los permisionarios del ganado. La apelación fue descartada en audiencias administrativas resultando en una mayor victoria para los berrendos y el uso múltiple. Por consiguiente, modificar las cercas para el berrendo en tierras públicas dedicadas al uso múltiple está sobre terrenos sólidos y debe continuar (Yoakum 1980).

El segundo caso legal también estableció un importante precedente. Un rancho cerca de Rawlins, Wyoming construyó una cerca alrededor de aproximadamente 3,885 ha de tierras públicas y privadas, con el cual excluía al berrendo del uso de terrenos críticos de invierno. Muchos berrendos murieron debido al cerco que restringía su acceso a áreas

favorables para el forrajeo de invierno. El caso fue a la Corte del Distrito de Estados Unidos de Wyoming y el juez decretó que los cercos de púas y las mallas eran una violación del Acta Federal de Encierros Ilegales de 1885. Inmediatamente el ranchero apeló a la resolución del juez federal y el caso se fue a la Corte de Apelaciones del Décimo Circuito donde 3 jueces unánimemente mantuvieron la decisión de la corte menor. El caso entonces se fue a la Suprema Corte de Estados Unidos que mantuvo la decisión de las cortes de Distrito y Circuito.

Cercos en las carreteras: Büechner (1950a) pronto reconoció que las carreteras cercadas impactaban a los movimientos de los berrendos. Las carreteras cercadas y los derechos de paso de las vías de ferrocarril efectivamente fragmentan el hábitat y aíslan los hatos de berrendos (Ockenfels y col. 1994, Ockenfels y col. 1997). La combinación de cercos múltiples y el tráfico constante en cortas distancias restringe seriamente, pero no necesariamente impide, los movimientos de cruce de las carreteras. La capacidad de los berrendos para resolver su situación en las carreteras a menudo es crítica para su supervivencia. Han ocurrido muertes devastadoras en invierno cuando la nieve cubre y obstaculiza a los berrendos para ir bajo los cercos de las carreteras (White 1969). Ockenfels y col. (1994) presentan una lista de las posibles mitigaciones para uso en los derechos de paso de las carreteras. Se debe considerar el remover o bajar los cercos durante los inviernos severos, aunque dicha acción puede requerir mucha coordinación y planeación.

Cercos para el berrendo: Los cercos construidos con el objetivo de permitir o impedir completamente el movimiento de los berrendos generalmente caen en dos categorías. La primera consideración es para permitir el paso libre de los berrendos y es cubierto en otro lado. La segunda categoría es para controlar los movimientos del berrendo para mantener a los animales fuera de los campos agrícolas, aeropistas, carreteras, etc. Tales exclusiones pueden ser permanentes o temporales. Investigaciones pasadas y pruebas de campo de las muchas diferentes configuraciones han determinado los más apropiados diseños de cercos para las varias necesidades de control. Spillet y col. (1967) enfatizaron que el berrendo en cautiverio reacciona diferente a las cercas bajo diferentes niveles de motivación, siendo el nivel de motivación el factor clave en determinar la extensión de la barrera requerida. Si no están muy estresados por acoso o por falta de forraje o agua, los berrendos se pueden controlar con una cerca baja con los alambres de abajo cercanos al suelo. Sin embargo, algunas situaciones son inadecuadas para controlar animales altamente motivados, lo cual requiere de una cerca más alta para restringir los movimientos.

La siguiente discusión se refiere a un diseño de cerco que ha probado contener a berrendos “altamente motivados”. De dos aplicaciones exitosas de este diseño de cerco, una implicó mantener a los berrendos de un campo de alfalfa irrigada, rodeado de una estepa de artemisa durante fines de verano y otoño, cuando la vegetación nativa estaba madurando y secándose. Otra situación “altamente motivada” fue el encierro de berrendos que habían sido atrapados y transportados 100 km desde su área de origen (Pojar y col. 2002). En ambos casos hubo observación directa y rastros evidentes de que los animales “se pasearon” por el cerco indicando su deseo de cruzar. Este diseño de cerco evitó cualquier ruptura del cerco por parte de los berrendos mientras que permite a los “brincadores” como venados y elks pasar sobre la misma.

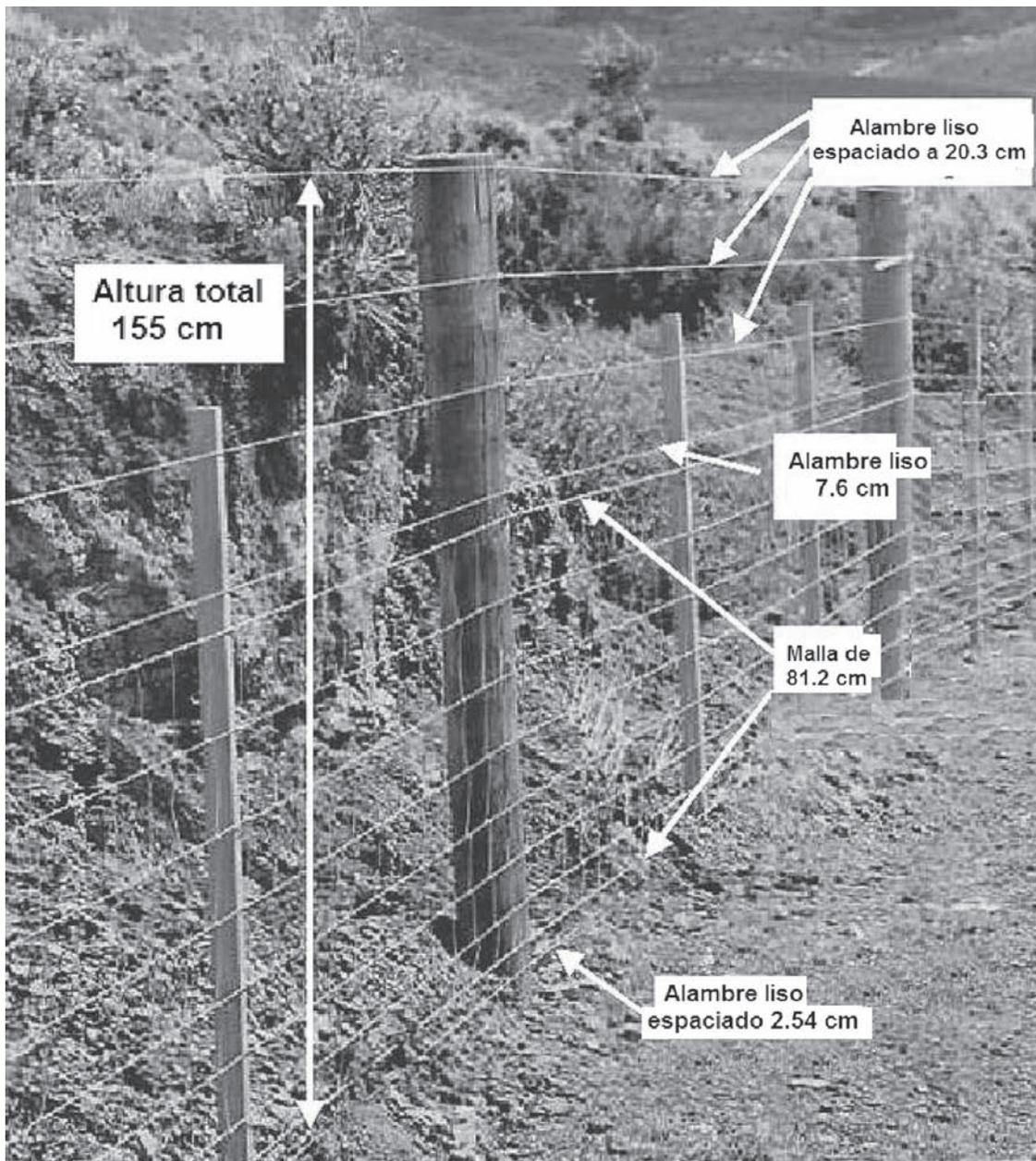


Figura 35. Un diseño de cerco efectivo para controlar los movimientos de los berrendos bajo moderada a alta motivación. Este tipo de cerco ha sido usado exitosamente tanto para excluir a berrendos recién trasladados en un encierro, como para excluirlos del uso de un campo de alfalfa irrigada. Foto de T. Pojar.

El cerco de la figura 35 es de 155cm de alto y era una combinación de alambre liso y malla de cuadros de 15.25cm (Pojar y col. 2002). El primer hilo liso estaba a 2.54cm arriba del suelo y 2.54cm abajo del fondo de la malla. La malla era de 81.3cm de alto. Arriba de la malla había cuatro hilos de alambre liso. El primero estaba espaciado a 7.6cm arriba de la malla con tres hilos más espaciados igualmente a 20.3cm arriba del alambre precedente. Para mayor resistencia, sería deseable reemplazar el alambre superior con

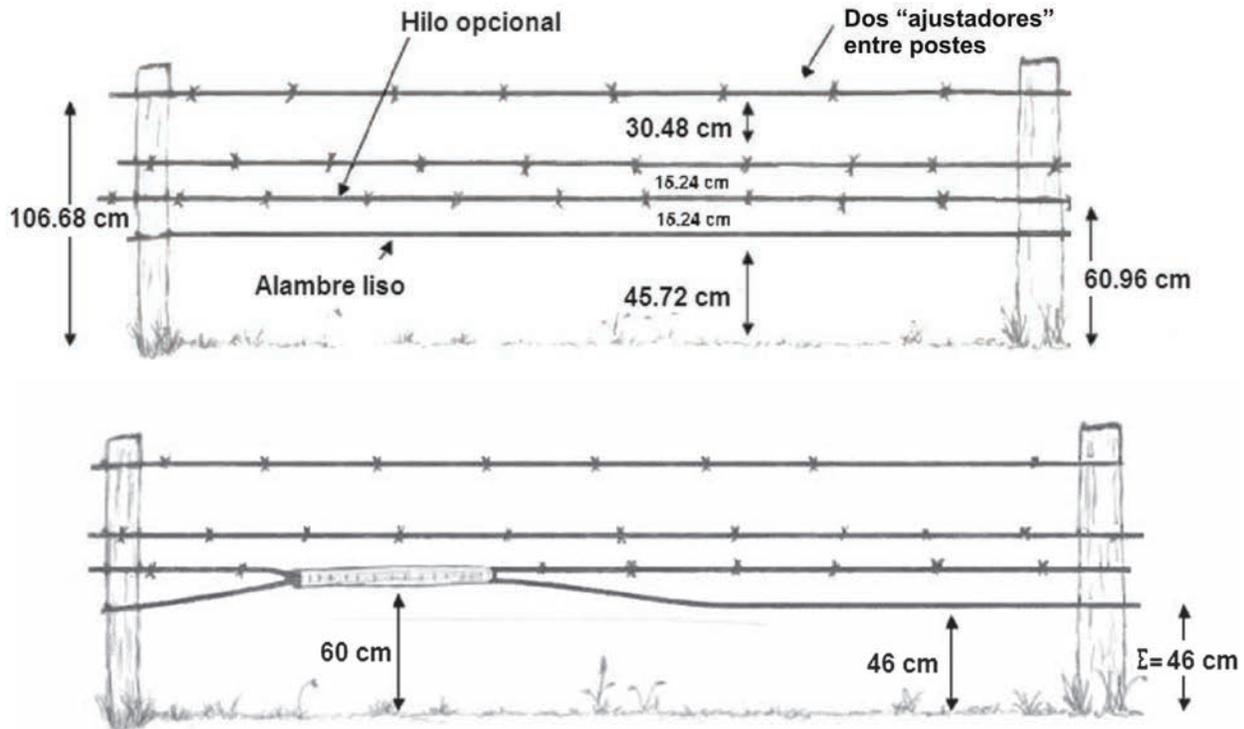


Figura 36a y 36b. Especificaciones del cerco usando de alambre de púas y liso para zonas usadas por ganado y berrendo. Tales cercos han sido más efectivos en grandes extensiones. Son poco efectivos rodeando áreas agrícolas y aguajes (Kindschy y col. 1982).

una cinta de nailon, de 2.54cm de ancho, impregnada de metal (como la que se usa en los cercos eléctricos). Esto debe ser de algún color diferente al blanco para que los brincadores puedan verlo contra la nieve de fondo. Por supuesto es importante asegurar que el fondo de la cerca coincida con todas las depresiones geográficas y drenajes para evitar que los berrendos se pasen por abajo.

Con la velocidad y el volumen del tráfico de los vehículos de motor incrementados en las carreteras interestatales y vías alternas, las estructuras de cruce son necesarias en el hábitat del berrendo para proteger a los animales y a los pasajeros de los vehículos. El diseño del cerco anterior asistirá guiando a los berrendos a zonas menos peligrosas.

Para mantener berrendos en un gran encierro que contiene adecuado alimento, agua y espacio a lo largo del año, se pueden usar las especificaciones de la Fig. 35. Las puertas se deben construir con alambre más que con madera permitiendo ver a los berrendos a través de ella. Muchos kilómetros de estos cercos "limita-borregos" (incluyendo la variación "tipo lobo" para controlar los movimientos de los coyotes) son barreras virtuales para el berrendo. Si las áreas cercadas deben ser pequeñas y existe la posibilidad de acoso por perros domésticos y otras fuentes, la cerca debe ser de al menos 2.4m de alto para mantener a los berrendos sin brincar.

Los cercos pequeños, diseñados para mantener animales en cautiverio, presentan ciertos problemas únicos y a menudo es mejor construirlos de madera para prevenir

que animales precipitados o aventurados se queden atrapados entre los alambres o en espacios de la malla (Tim Hill com. pers.). Para grandes encierros, se ha usado un cerco eléctrico por fuera de la malla (Fig. 41). Para reducir costos, uno de los cercos puede consistir de siete hilos de alambre liso (es decir, no de púas) dado que también esta presente una barrera visual para reducir las oportunidades de choque de los berrendos con los alambres (R. Castellanos com. pers.). Esta barrera puede consistir en ropa, plástico, o una “cerca para la nieve”. En estas grandes exclusiones, tales como la construida en el Refugio Nacional para la Vida Silvestre Cabeza Prieta y cerca de Guerrero Negro en Baja California Sur, también puede ser ventajoso tener 10 m de un pasillo de malla borreguera para facilitar la segregación y movimiento de animales.

Cercos para controlar al ganado: Las figuras 36a y 36b ilustran las sugerencias para las especificaciones del cerco de púas que permite a los berrendos de todas las edades ir por abajo del hilo final y que controla los movimientos del ganado y de los caballos (Kindschy y col. 1982). En el hábitat del berrendo, se han construido cientos de miles de kilómetros de cercos con estas especificaciones, y han probado su doble efectividad (ganado y vida silvestre) desde que el diseño del cerco fue publicado originalmente en los 1950's (Griffith 1962). Aunque discutible por algunos ganaderos, dicen que la cerca permite el paso por debajo de los becerros, la réplica es que tales becerros pueden querer regresar con las vacas. Por más de medio siglo, cientos de kilómetros de cercos construidos parecen confirmar que esto es una realidad. El registro de este caso está como uno de los diseños de cerco más exitoso en el oeste (de Estados Unidos) usado por berrendos y ganado.

En el suroeste de Estados Unidos a menudo los rancheros encierran las fuentes de agua para atrapar o redistribuir al ganado. Estos encierros a menudo son construidos con malla, y contienen 10 ó más hilos de alambre de púas, o con cerco para nieve. Tales estructuras son altamente en detrimento del berrendo, especialmente los animales jóvenes inexpertos que enfrentan tales obstáculos. El cercado de las fuentes de agua de esta forma parece que viola los mismos mandatos básicos de uso múltiple como los cercos borregueros en tierras públicas (Yoakum 1980, Yoakum y O’Gara 1990).

Spillet y col. (1967), en Wyoming, desarrollaron facilidades especiales que permiten los movimientos de los berrendos a través de los cercos para ganado, y después los modificaron Maptson (1972) y Howard y col. (1990). Esta estructura llamada “paso de berrendos” permite a los animales adultos brincar los cercos borregueros, pero algunas crías se rompen las piernas al pasarla. Por lo tanto el “paso de berrendos” tiene aplicaciones limitadas y no es recomendado para mitigar los movimientos del berrendo a través de los cercos (Yoakum y col. 1996).

Los biólogos de vida silvestre que trabajan en Idaho ajustaron los cercos de alambre de púas para permitir el acceso estacional a los berrendos cuando los terrenos no estaban en uso por el ganado (Anderson y Denton 1980). La altura del alambre más bajo se incrementó de 46 a 97 cm. Alzar cercos tiene un mérito especial para áreas que experimentan profundidades de nieve de 31cm o más. Sin embargo, el sistema requiere que los manejadores del hábitat tengan el personal adecuado disponible para manipular los alambres sin daños para el cerco y que, de otra forma, resulte más en detrimento que en beneficio para el berrendo y otras formas de la vida silvestre.

Los paneles para fijar abajo pueden servir bien en algunas condiciones pero raramente son usados (Fig. 37). Sin embargo, son comunes los problemas inherentes con respecto a quién baja o sube los cercos. Cuando llega una gran tormenta, los rancheros primero tienen cuidado de su ganado, y las agencias de vida silvestre generalmente no tienen suficiente personal para bajar los paneles cuando se necesitan. El berrendo tiende a estar condicionado a las líneas de cerco y en algunos casos cuando los paneles para fijar abajo se han instalado, los berrendos migrantes pasan caminando por la abertura, aparentemente sin preocupación. Dejar las puertas abiertas en tales áreas cuando no está presente el ganado puede ayudar a aliviar el problema.

Una mejor solución, aunque aún no es la ideal, como la de que no haya ningún cerco, es la provisión de “barras de cabra” (P-106 p-2) en pasajes estratégicos. Estas “barras de cabra” consisten de piezas tubo PVC de 1.8 a 3.6 m de longitud dentro del cual los dos hilos de debajo de la cerca se insertan, levantando así la “barra” y facilitando el paso de los berrendos bajo la cerca (Fig. 36b).

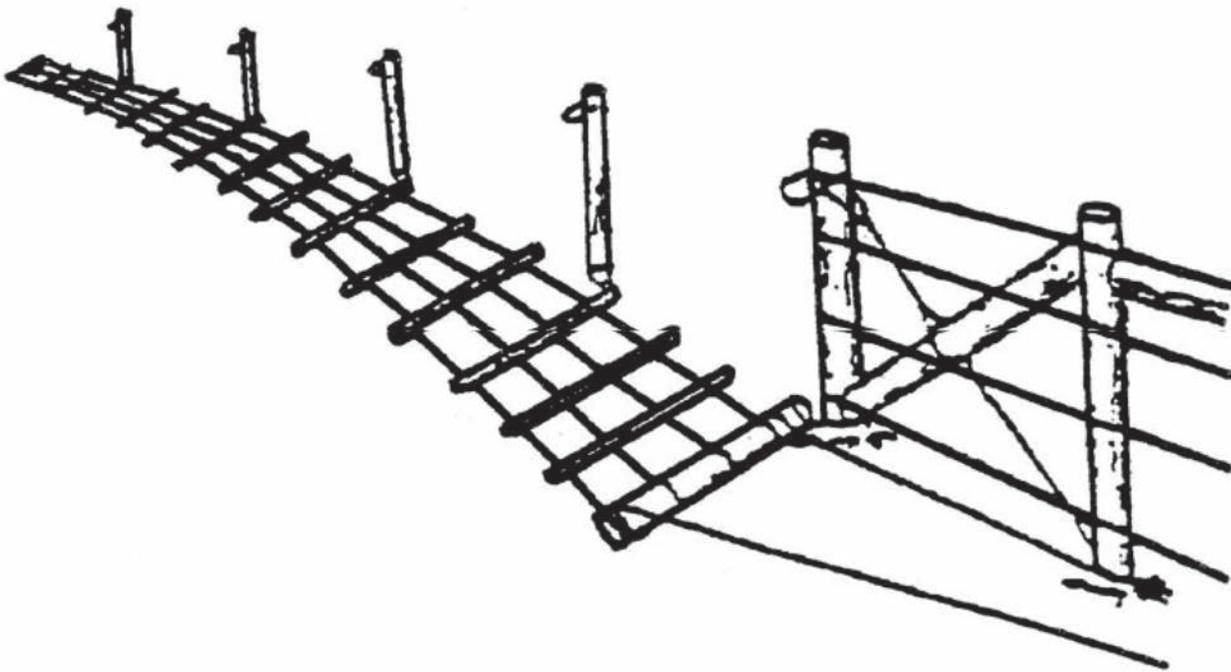


Figura 37. Cerco “para fijar abajo” que permite al berrendo y otros ungulados silvestres cruzar (Kirsky 1988). Bajando los alambres desde al menos el cuarto poste debe ser suficiente, y las distancias entre huecos dependerán de las condiciones locales (de Yoakum 2004d).

Desmontaje de cercos: El diseño, la instalación y el mantenimiento de los cercos incluye la responsabilidad de modificar o desmantelar estas estructuras cuando actúan en detrimento de otros recursos o ya no cumplen con el objetivo para el que fueron puestos originalmente.

En una zona en el centro de Colorado, hace muchos años se habían construido cercos de alambre de púas para controlar al ganado y habían sido desocupadas por los berrendos, hasta hace poco tiempo relativamente (Pojar y Gill 1990). Se sabía que la

cerca había contribuido con daños físicos y restringido los movimientos de los berrendos. Desafortunadamente, no había fondos disponibles para modificar el cerco en beneficio de los berrendos. A través de la cooperación de organizaciones de conservación y de educación con trabajo voluntario, esos cercos se modificaron elevando el hilo del fondo a 40cm arriba del suelo, beneficiando al berrendo. Hay cientos de kilómetros de cercos similares en tierras privadas y públicas que pueden ser mejorados como hábitat para el berrendo. En Arizona, la Fundación para los Berrendos y otras organizaciones de conservación de la vida silvestre ofrecen su trabajo voluntario cada año para modificar muchos kilómetros de cercos para hacerlos más pasables para los berrendos.

La necesidad de desensamblar cercos de alambre de púas o mallas en el hábitat del berrendo primero fue reconocido como una responsabilidad de los manejadores del hábitat durante la compilación del Plan General de Manejo y Declaración de Impacto Ambiental del Refugio Nacional para el Berrendo Montañas Hart (Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos 1994). Historias de casos identificaron que los cercos construidos para manejar al ganado han perjudicado y matado berrendos, venados, borregos cimarrones y más vida silvestre. Más de 341 km de cercos interiores del refugio fueron construidos durante los pasados 100 años. Desde que estos cercos ya no han servido para algún propósito de manejo, se han conducido proyectos anuales de remoción. Para 2005, se habían desensamblado alrededor de 318 km de cerco, principalmente a través del trabajo voluntario de organizaciones de conservación (Chappel 2005). Proyectos similares de remoción y/o modificación se han logrado en el Refugio Nacional Charles Russell en Oregon, en los Refugios Nacionales de Vida Silvestre Buenos Aires y Cabeza Prieta de Arizona, y en los Monumentos Nacionales de Agua Fría en Arizona y Llanos del Carrizo en California.

Una revisión de las guías y de los manuales para mejorar el hábitat revela las especificaciones detalladas sobre cómo construir y mantener los cercos. Se reconoció que los cercos pueden contribuir al daño físico y en ocasiones a restringir la movilidad del berrendo y otras especies silvestres, por lo que se recomienda que las guías, manuales y planes de manejo para construir cercos contengan especificaciones para modificarlos o removerlos cuando afectan adversamente a la vida silvestre y cuando ya no sirven a su objetivo original. Se encontraron pocos que dan recomendaciones técnicas para modificar los cercos para llenar las necesidades de las especies de vida silvestre y no se pudo localizar ninguno que identificara la responsabilidad para desensamblar los cercos que ya no sirven a su propósito (Oficina de Manejo de Tierras de los Estados Unidos 1980, 1985, Karsky 1988, Brunner 2000).

Las especificaciones para los cercos de alambre de púas de tres y cuatro hilos diseñados para controlar al ganado pero que facilitan el movimiento de los berrendos se muestran en la figura 38. Estas alturas y medidas permiten al berrendo resolver tales cercos en la mayoría de las circunstancias (Spillet 1965, Kie y col. 1994, Lee y col. 1998, Yoakum 2004d).

El cerco ilustrado en la figura 38 está pensado para controlar borregos domésticos, y permite el paso de los berrendos (Oficina de Manejo de Tierras de los Estados Unidos 1985, Salwaser 1980, Yoakum 1980, Karsky 1988, Kindschy 1996, Payne y Bryant 1998). Sin embargo, el alambre de abajo está 25 cm arriba del suelo, una altura restrictiva para

el berrendo. Este diseño no está recomendado para el hábitat del berrendo. De acuerdo con Rouse (1954): “cualquier cerco que efectivamente controle a los borregos domésticos, controlará a los berrendos”.

Cercos “tipo lobo” o “anti-coyote”: Una cerca “tipo lobo” fue diseñada en Texas y Nuevo México durante los 1940’s para excluir a los coyotes de las zonas que contenían borregos domésticos. Su diseño era esencialmente un rollo de cerco de malla de 91 cm con los 30 cm de abajo enterrados en el suelo. Tres o cuatro hilos de alambre de púas eran tensados arriba de la malla a una altura de 127 a 152 cm. Otros cercos “anti-coyotes” han sido diseñados usando combinaciones de alambres de púas y eléctricos (Karsky 1988, Kie y col. 1994), teniendo todos el objetivo de impedir que los coyotes caven bajo, pasen a través de, o brinquen sobre los cercos. Aunque exitosos en su propósito original, estos cercos también prohíben el movimiento de los berrendos y son ilegales en tierras públicas donde el “uso múltiple” de la tierra es el objetivo (Yoakum 1980).

Cerco para fijar abajo: Un cerco para “fijar abajo” está diseñado para permitir que secciones del alambre se bajen hasta el suelo, permitiendo así la oportunidad de que los berrendos pasen sobre la barrera en los tiempos de movimientos estacionales o después de una nevada profunda (Karsky 1998). Un diseño usa una lazada de alambre en la parte superior del poste del cerco y un pivote o perno en el fondo para mantener fijo en el lugar (Figura 37). Este diseño permite que algunas secciones del cerco sean fácilmente bajadas y vueltas a levantar. Otro diseño permite que la sección de “fijar abajo” sea atraída contra una sección en pie del cerco. Tales cercos deben ser diseñadas para dar un ajuste de la tensión de los alambres para que no estén tan tirantes y así impedir que la cerca se baje a nivel, ni tan suelta que se formen lazadas de alambre generando riesgos para los berrendos. Sin embargo, la experiencia de las pasadas tres décadas indica que la mano de obra a menudo no es disponible para “fijar abajo” estas cercas antes de las severas tormentas de nieve.

Cercos ajustables: El “cerco ajustable” ilustrado en la figura 39 fue diseñado en Idaho (Anderson y Denton 1980) para permitir que el hilo de alambre inferior sea levantado de 41 cm a 97 cm arriba del suelo. Este diseño es especialmente benéfico para el berrendo en áreas donde la profundidad de la nieve puede exceder a los 30 cm. Una persona puede ajustar 1.6 km de alambre en aproximadamente 30 minutos (L. Anderson com. pers.) reportó que los berrendos repetidamente seleccionaban sitios que tenían el alambre de abajo más alto que aquellas secciones de cerco donde este hilo no se había levantado.

Cercos de postes: Los cercos de madera contruidos de troncos de álamo o pino ya no son tan ampliamente usados debido a la intensiva mano de obra necesaria para su construcción, la escasez local de los materiales y la dificultad de transportación. No obstante, tales cercos aún se encuentran debido a su valor estético y durabilidad en zonas de mucha nieve.

Scott (1992) reportó la habilidad del berrendo y otros ungulados silvestres para pasar a través de los cercos de postes en el límite norte del Parque Nacional de Yellowstone, donde el riel del fondo estaba a 46 cm arriba del suelo. De los berrendos que intentaron alcanzar el otro lado, el 72% pasó alrededor o por abajo del cerco aún cuando algunas veces experimentaban alguna dificultad en el proceso. Los berrendos encontraron

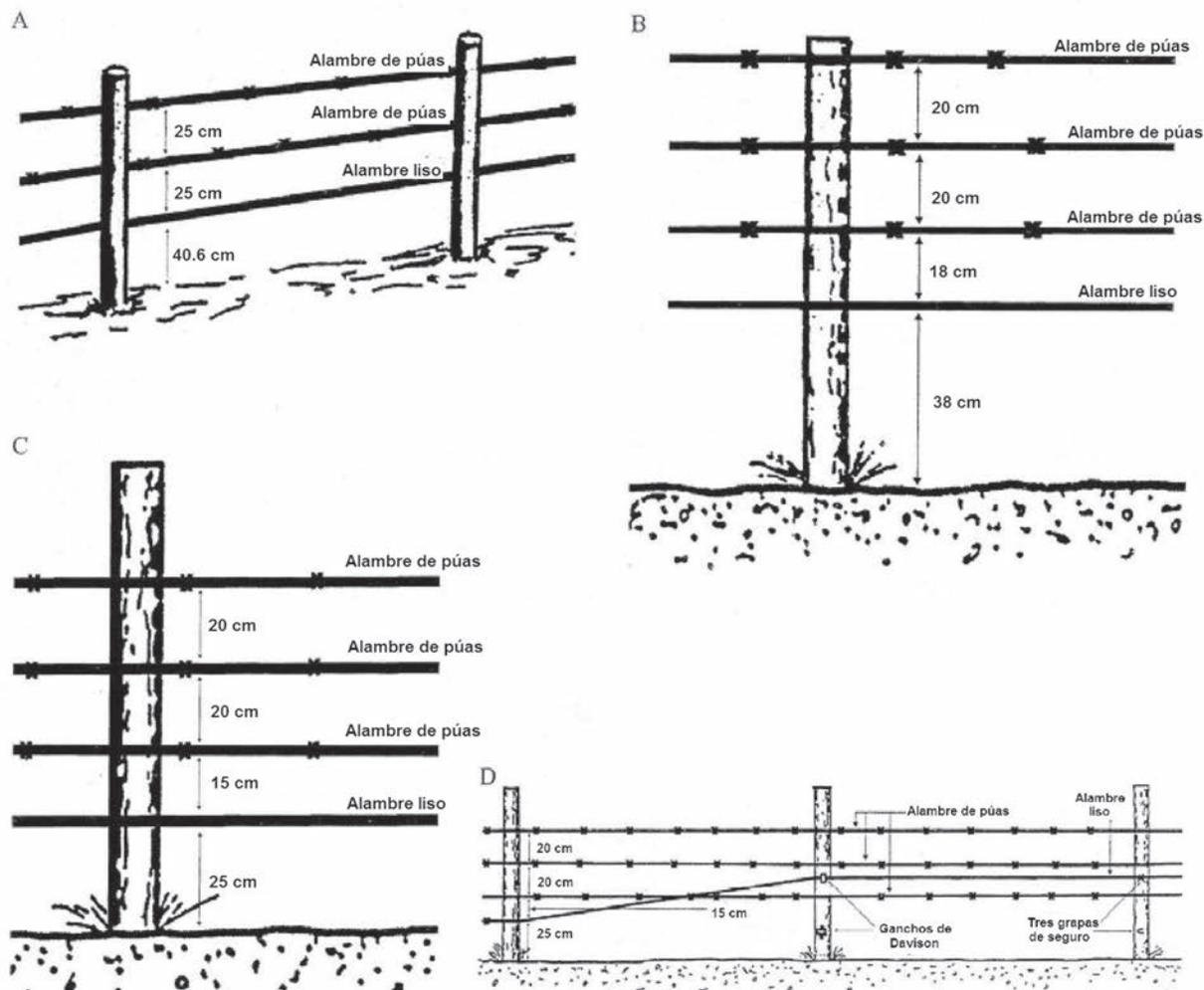


Figura 38. Especificaciones para cercos de (A) tres alambres (Karsky 1998) y (B) los sugeridos cuatro hilos, usados en zonas de ganado y berrendo, y (C) alambre de púas y liso recomendado para cercos donde las zonas son pastoreadas por borrego doméstico, ganado y berrendo (Karsky 1998). El último cerco restringirá los movimientos del berrendo porque el alambre inferior está muy cerca del suelo, por lo que no permitirá que los berrendos pasen por abajo. Sin embargo, esto puede ser modificado para permitir el acceso de los berrendos a través del cerco cuando el alambre de abajo se alza como se ilustró en (D) (tomado de Yoakum 2004d).

más problemas en el lado del parque donde la cerca tenía cuatro rieles de madera en oposición a un solo riel de soporte en el otro lado. Los berrendos también se inhibieron a pasar el cerco caminando a lo largo de la barrera hasta que encontraban una puerta abierta u otra apertura. Un diseño que permite el paso de los berrendos a través de los cercos de postes es proporcionado por Karsky (1988) en la figura 40.

Cercos eléctricos y otros anti-berrendo: Los objetivos de manejo a veces buscan prevenir la entrada de los berrendos a ciertas áreas o restringir sus movimientos dentro de una zona (Yoakum 1980, Yoakum y col. 1996). Tales restricciones se pueden lograr con cercos eléctricos que llevan cargas eléctricas intermitentes que se descargan en los

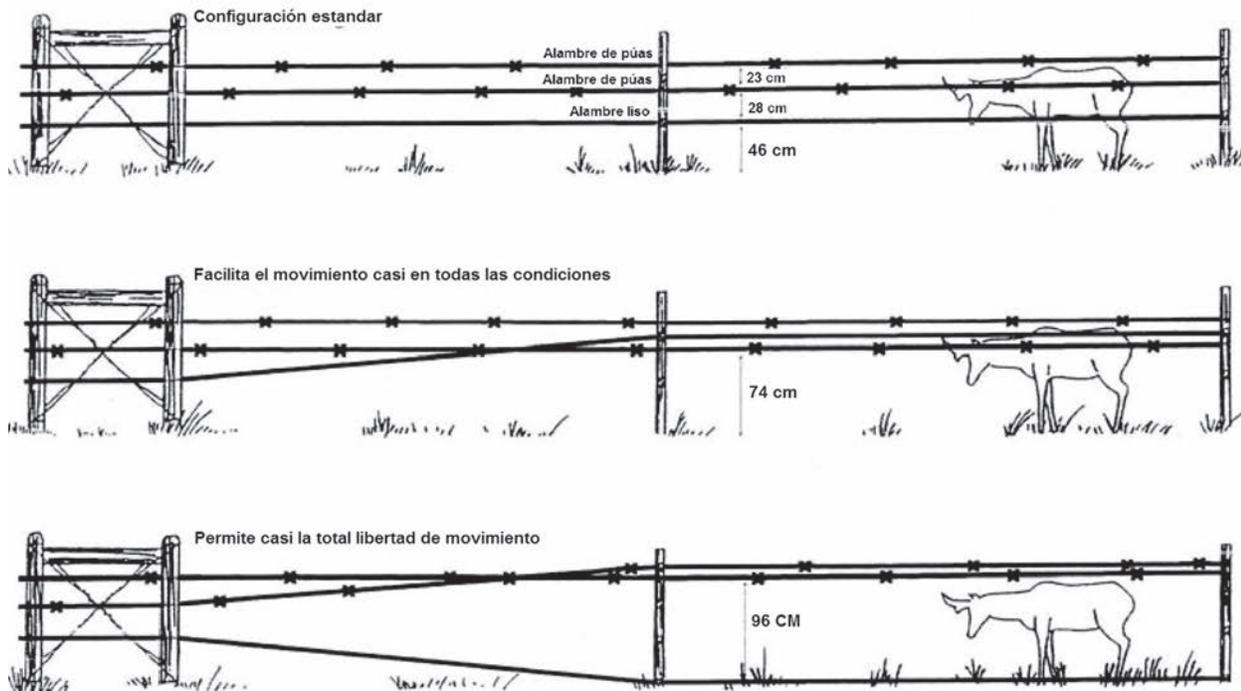


Figura 39. Cerco de alambre de púas de tres hilos con modificaciones para acceso del berrendo (Anderson y Denton 1980). Este diseño es especialmente benéfico cuando la nieve le dificulta a los berrendos pasar por abajo del cerco. La configuración representada en el centro sería suficiente para la mayoría de los inviernos. Los 97 cm aclarados serían necesarios donde la profundidad de la nieve excede los 51 cm. Si la cerca bloquea un corredor de movimientos de zonas de verano a invierno, largas áreas de modificación serían requeridas para acomodar los movimientos de los berrendos con una tormenta de nieve (tomado de Yoakum 2004d).

animales que entran en contacto con el cerco. Una vez que los berrendos están expuestos y condicionados a una cerca eléctrica, tales cercos plantean una barrera psicológica así como un obstáculo físico. Estos cercos son relativamente fáciles de instalar, tienen una durabilidad razonable, y pueden resultar en un ahorro del 25 al 30% del costo en trabajo y materiales (Karsky 1988). Cercos eléctricos de dos hilos normales han manejado efectivamente al ganado en el oeste (de Estados Unidos), y mantienen a los berrendos fuera de las zonas recién plantadas en el condado de Malheur en Oregon (R. Kindschy com. pers.).

Con las recientes innovaciones, los cercos eléctricos, antes considerados estructuras temporales, pueden ser virtualmente permanentes. Energizadores estándares pueden electrificar hasta 9.7km de alambre con una vida útil de hasta cuatro años. Energizadores desarrollados recientemente en Nueva Zelanda pueden electrificar efectivamente más de 121km por un periodo de 10 a 15 años (Karsky 1988).

En el centro de Colorado se instaló un cerco de tres “hilos electroplásticos”⁶ alrededor de un campo de alfalfa que era visitado por berrendos (Pojar y col. 2002). Adicionalmente el campo estaba cercado con secciones de cuatro alambres de púas y malla para

⁶ Cable compuesto de hilos de metal y plásticos, intercalados y retorcidos

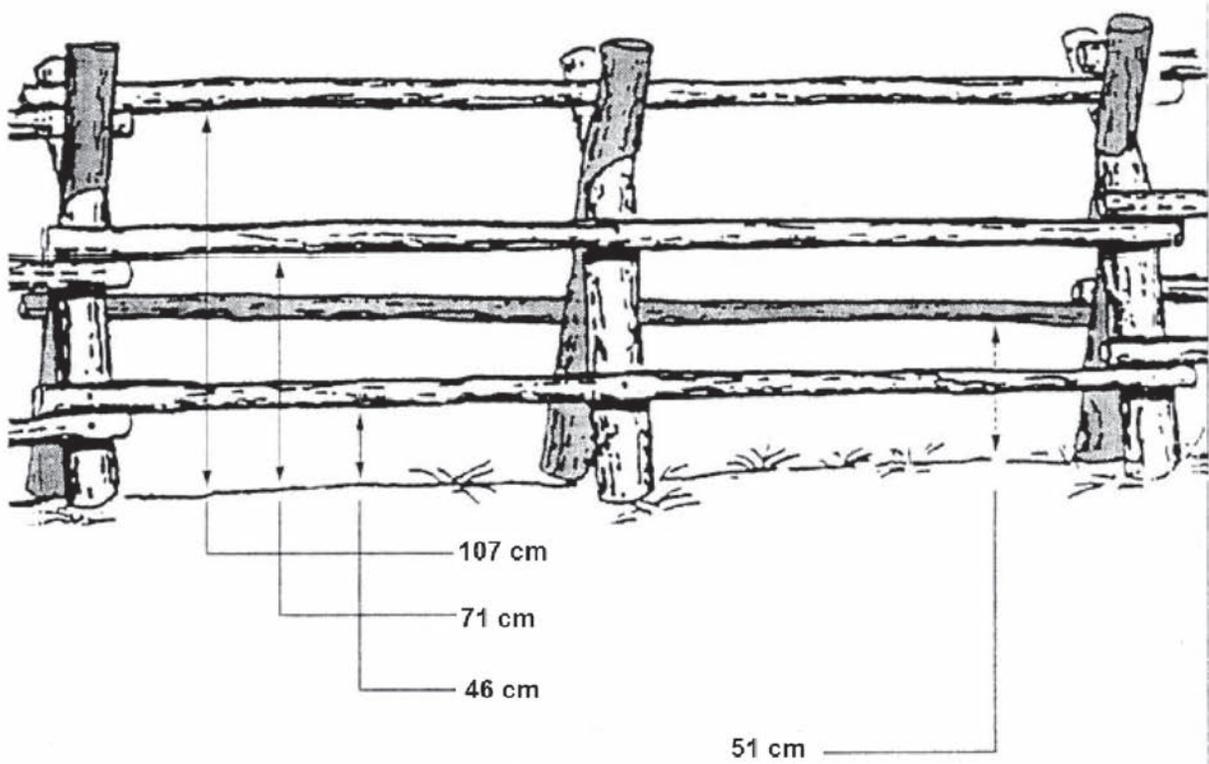


Figura 40. Sección típica de un cerco de postes de tres rieles que permite el paso de los berrendos (Karsky 1988). Un atributo de este tipo de cerco es que permite la limpieza de la nieve con la turbulencia del viento, haciendo que la cerca se pueda pasar en el tiempo de nieve profunda sin que tengan que ser removidas estacionalmente. Sin embargo, los cercos de madera generalmente no son usados en el oeste (de Estados Unidos) por el costo de los materiales, y por la intensiva labor para construirlos y mantenerlos (tomado de Yoakum 2004c)

controlar al ganado. Antes que el cerco eléctrico fuera instalado, el número promedio de berrendos en el campo por un periodo de seis días fue 38.7. Después de que se puso el cerco eléctrico, el número promedio fue de 2.16 ($n=70$). Este estudio indica que el cerco eléctrico puede ser una barrera sustancial para los movimientos de los berrendos, especialmente donde los animales entran en contacto con “alambres vivos”.

Por consiguiente, para facilitar el paso a los berrendos, los alambres eléctricos no deben estar puestos de manera que el alambre de abajo esté “vivo” (Fig. 41). Aún así, es muy necesaria más investigación futura sobre el uso o no uso de pasturas limitadas con cercos eléctricos.

Cuando se van a poner cercos eléctricos permanentes para excluir berrendos, Pojar y col. (1994) sugirieron construir una cerca de 150 cm de alto, de cinco hilos (o más) muy tensos, como los describieron Palmer y col. (1985). Tales cercos (Fig. 41) resultarán en tener una larga duración, bajo costo de mantenimiento, menos caros que el cercado convencional con malla, y son una barrera efectiva tanto para berrendos como para venados.

Recientemente, fueron reportados resultados preliminares de un estudio de largo plazo relativo a los efectos del cerco eléctrico sobre bisontes, elks, venados, berrendos y

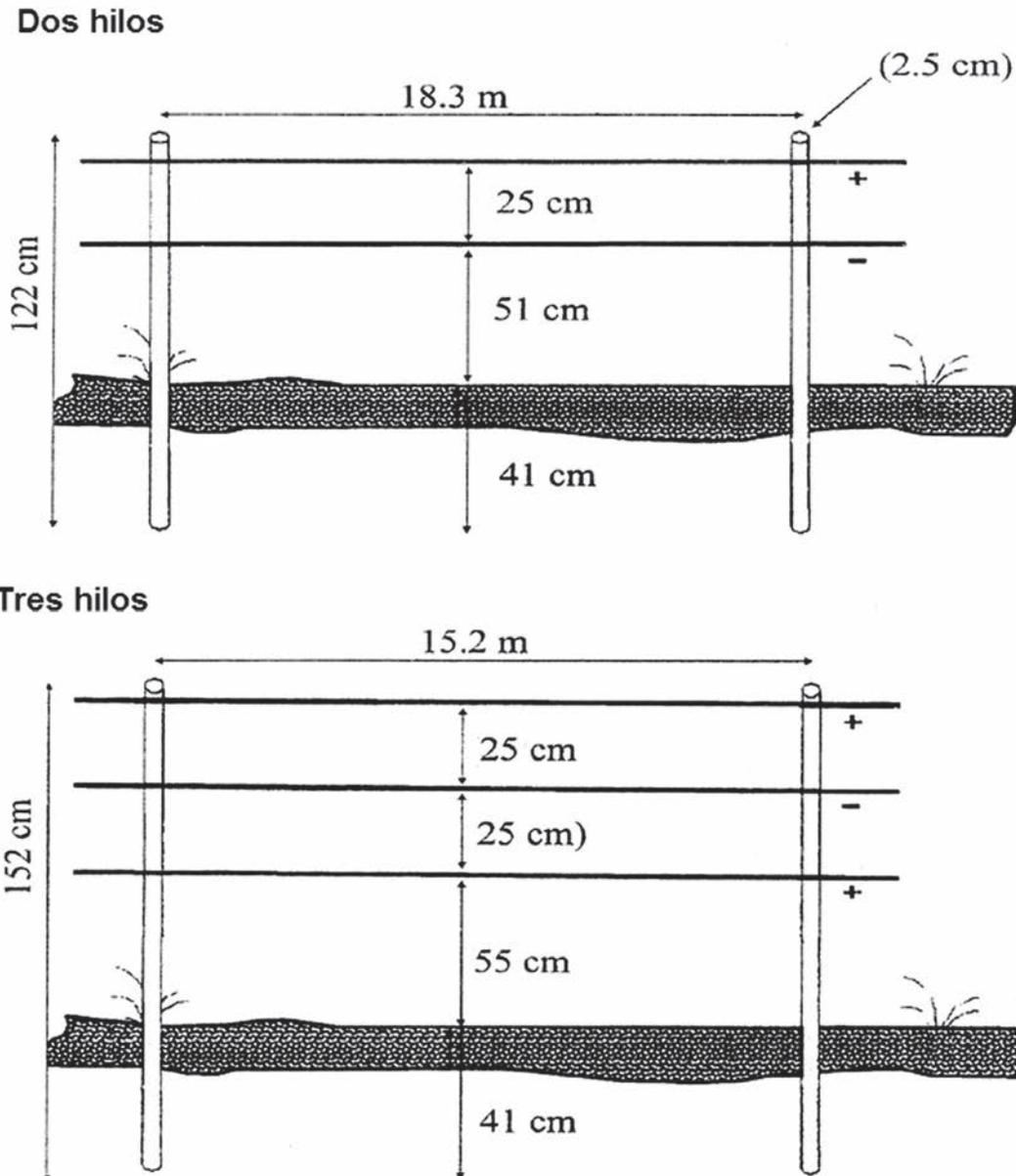


Figura 41. Diseño de cercos eléctricos de dos (arriba) y de tres (abajo) alambres teniendo líneas de postes de fibra de vidrio, sólido, de 1.9 – 2.5 cm de diámetro. El alambre es de .7 mm de calibre, galvanizado, clase III, con una fuerza de tensión máxima de 11,953 kg/cm² y una fuerza de resistencia de 626 kg. Los alambres están conectados a la línea de postes y stays con ganchos de metal (tomado de Patritch 2005).

ganado (Patrich 2005). Las especificaciones sobre los diseños de cercos probados están en la figura 41. Cuando un berrendo u otro ungulado venía a la zona, una cámara registraba la reacción del animal con el cerco eléctrico resultando en 191 grabaciones de berrendo. Se encontró que los berrendos no eran severamente impactados. Aparentemente el choque eléctrico parecía no ser un factor importante influyendo en las reacciones. La calidad aislante del pelo de los berrendos, combinado con los suelos generalmente

Vista aérea

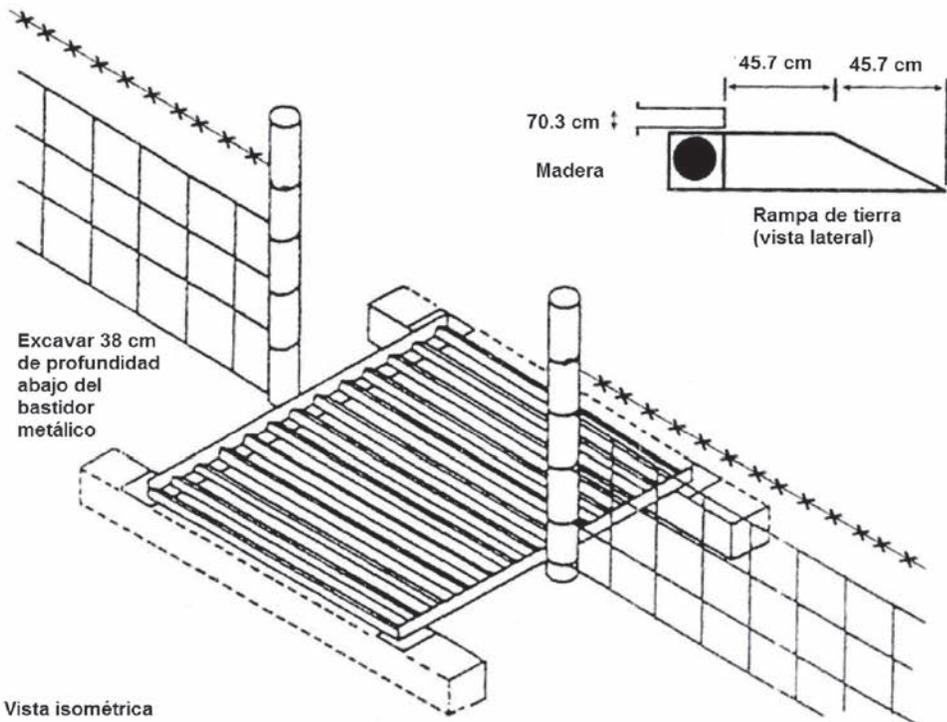
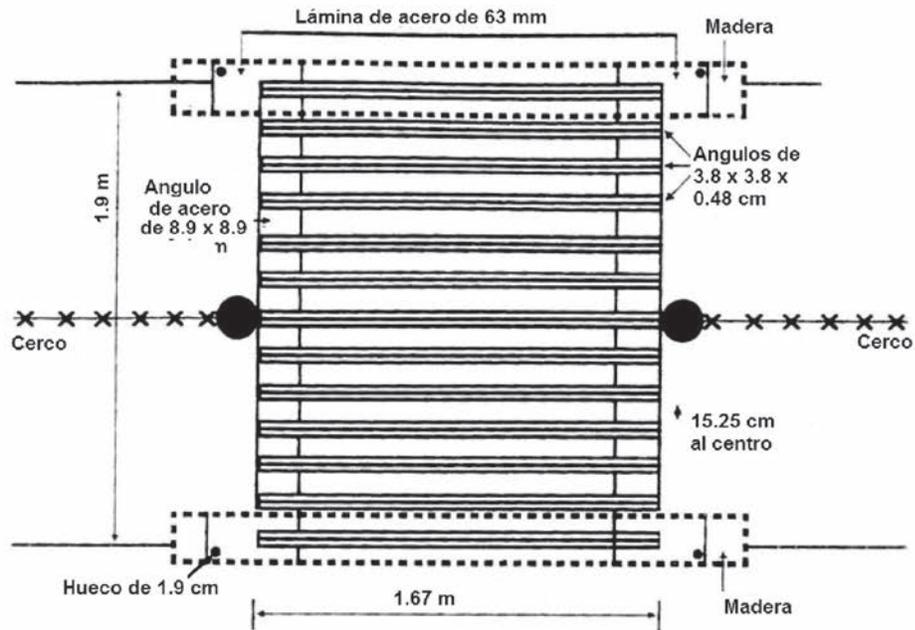


Figura 42. El paso para berrendos fue diseñado y probado para permitir el paso de los berrendos a través de cercos de malla en tierras públicas en Wyoming (Mapston 1968). Estas estructuras fueron casi la mitad de tamaño del guardaganado estándar y se diseñó para prevenir el acceso de vehículos. Dado que son angostos, el costo de los materiales para construirlos es casi la mitad de los guardaganado (Mapston y Zobell 1972).

secos, permitió a los animales hacer contacto con los alambres con corriente y sentir poco o ningún dolor. Ellos pueden ser más susceptibles cuando el suelo está húmedo. Los autores dedujeron que un cerco de tres hilos es una estructura efectiva para llenar la meta de controlar a los bisontes y ganado, y permite el acceso de berrendos, venados y elks.

Pasos para los berrendos: El proyecto de investigación berrendos-cercos de 1963-64 en Wamsutter, Wyoming, incluyó el desarrollo de varios dispositivos dirigidos a facilitar el movimiento de los berrendos por los cercos (Spillet 1965, Spillet y Zobell 1967). Uno de éstos, el “paso para berrendos” (Mapston 1968, Mapston y Zobell 1972) fue esencialmente un guardaganado en miniatura que sacó provecho de la tendencia de los berrendos a “brincar lo ancho” más que “saltar alto”. Estos “pasos para berrendo” fueron puestos en lugares estratégicos, usualmente cerca de un rincón del cerco, y se dio seguimiento para su uso por parte de los berrendos (Figura 42).

Desafortunadamente, pruebas posteriores mostraron que aunque algunos animales adultos brincaban sobre el guarda, otros se rehusaban a enfrentarlos. Las crías no podían brincar fácilmente sobre las estructuras y algunas sufrieron daños en las piernas en los intentos. Por lo tanto, los investigadores concluyeron que aun con el doble de ancho del “paso”, los “pasos para berrendos” eran de valor limitado y sólo deberían ser usados si ningún otro medio de paso podía ser proporcionado (Newman 1966, Kerr 1968, Mapston 1968, Bear 1969).

Recomendaciones para cercar en el hábitat del berrendo: El tema de las interrelaciones de los berrendos con los cercos implica decisiones biológicas, de manejo y legales; por lo tanto la siguiente lista de chequeo debe revisarse antes de instalar cercos en el hábitat del berrendo (Yoakum 2004a):

- 1.- *Ningún cerco debe ser construido hasta que se haya completado una evaluación para cada sitio del proyecto propuesto. Se debe determinar el efecto probable que la cerca propuesta tendría sobre el berrendo y el beneficio para el manejo del ganado.*
- 2.- *Donde el cercado se considera necesario, sólo se debe permitir el uso de la cantidad mínima para el manejo del ganado. Donde se requiere del cerco, se deben tomar medidas para no restringir el paso de los berrendos de todas las edades, durante todas las estaciones y bajo todas las condiciones climáticas.*
- 3.- *El cercado de los agujeros puede ser tan en detrimento como el cercado de una ruta de movimiento estacional. Los hábitats críticos del berrendo (áreas de concentración en invierno, corredores de movimientos estacionales, zonas de crianza, fuentes de agua, etc.) se deben designar como zonas biológicas “especiales” requiriendo justificación específica para su cercado.*
- 4.- *Los cercos de alambre de púas para el ganado que permiten los movimientos del berrendo deben consistir en 3 hilos de alambre con el del fondo liso y a 41-46cm o más arriba del suelo con una altura máxima de 91cm.*
- 5.- *Para los terrenos que tienen borrego doméstico el problema es más complejo.*

Cualquier cerco que controle efectivamente a los borregos muy probablemente restringirá los movimientos de los berrendos. Los cercos de malla no se deben construir en el hábitat del berrendo. Donde se deben usar las mallas, se deben incorporar medidas de mitigación como los paneles para fijar abajo o cercos ajustables dentro de la línea del cerco en sitios estratégicos de movimientos de los berrendos.

- 6.- Los cercos diseñados especialmente (de postes, de paso, de suspensión, etc.) no deben ser más altos que 86 cm del nivel del suelo, con un hueco en el fondo de al menos 41 cm arriba del suelo.*
- 7.- Todos los cercos nuevos deben tener banderillas blancas colgadas en el hilo superior entre cada poste para mejorar la visibilidad de nuevas amenazas. Los berrendos se pueden acostumbrar a los cercos nuevos para cuando se deterioran las banderillas. Se deben evitar los postes de acero “gris camuflaje”.*
- 8.- Los cercos “tipo lobo” para excluir coyotes de las pasturas restringen completamente los movimientos de los berrendos. No se debe permitir la construcción de este tipo de cercos en zonas ocupadas por los berrendos en tierras públicas.*
- 9.- El uso en el campo de los “pasos de berrendo” han demostrado que estas estructuras tienen un valor limitado porque se ha observado que las crías se rompen las patas intentando brincar sobre las rejas. Esto es particularmente cierto donde estos dispositivos sólo son usados poco frecuentemente, como en áreas con baja densidad de berrendos, o en corredores estacionales.*
- 10.- No más de dos “ajustadores” se deben permitir entre los postes del cerco para permitir suficiente holgura en el alambre de abajo. Si se usan tres o más “ajustadores” no más de dos se deben atar al alambre de abajo. Muchas cercas para pasturas y carreteras están muy “ajustadas” para un egreso o ingreso fácil para los berrendos.*
- 11.- Las cercas que se fijan abajo sirven bien en algunas circunstancias. Una mayor preocupación es la garantía de manejo que el cerco estará abajo antes de las severas tormentas de nieve.*
- 12.- Donde las operaciones de los terrenos cambian de borrego doméstico a ganado, se deben remover las mallas o modificarlas extensivamente para permitir el movimiento de los berrendos.*
- 13.- Se debe poner énfasis en la reducción del cercado, y se deben considerar otros métodos para el control del ganado tales como el pastoreo, como alternativas en las prácticas de manejo. Las operaciones de ganado, especialmente para borrego doméstico, se deben implementar con el mínimo cercado.*

Los cercos existentes que restringen los movimientos de los berrendos se deben modificar para permitir el libre paso de estos animales. Las modificaciones deben incluir la remoción total de las cercas innecesarias, la remoción de los hilos de exceso, asegurar que los hilos de abajo están a 41-46 cm arriba del nivel del suelo, cambiar el hilo de abajo de púas por alambre liso, y la instalación de dispositivos especiales para pasar los cercos, paneles para fijar abajo, cercos ajustables, etc.).

Cercos disfuncionales en el hábitat del berrendo que ya no sirven a sus propósitos originales se deben remover. Cercos abandonados, junto con los guarda ganado, corrales, y otras estructuras, tienen el potencial para causar daños e impedir el movimiento de la vida silvestre, especialmente el berrendo.

Aunque a menudo se requieren fondos para construir nuevos cercos, el financiamiento para remover cercos disfuncionales a menudo es difícil de conseguir debido a la carencia de un objetivo inmediato. Y, dado que el desensamble de cercos es raramente parte del presupuesto de las agencias gubernamentales, es importante que evaluaciones periódicas y planes de manejo se enfoquen en esta necesidad. Procedimientos similares también se deben emplear en tierras privadas y otros tipos, como una responsabilidad de la administración de la tierra.

Afortunadamente, se está incrementando el reconocimiento de los problemas asociados con los cercos para el ganado que están abandonados o son innecesarios. Esto es así especialmente en los refugios para la vida silvestre, y en menor medida en las tierras administradas por el Servicio Forestal y la Oficina de Manejo de la Tierra de los Estados Unidos. Como resultado, tales agencias están impulsando a las organizaciones públicas a remover y rescatar cercos no deseables –especialmente aquellos que están en el hábitat del berrendo. Grupos de deportistas y voluntarios de la conservación están tomando cada vez más este reto y por ellos mismos están requiriendo a las agencias de manejo de la tierra conducir inventarios de cercos y participan en proyectos cooperativos de remoción de cercos. Desde los 1990's, la Asociación Desierto Natural de Oregon, la Orden del Berrendo, y muchas otras organizaciones conservacionistas, han ayudado a desmantelar cientos de kilómetros de cerco en el hábitat del berrendo en el oeste (de Estados Unidos), no sólo en tierras federales, sino también en tierras estatales y privadas. Sin duda, tales proyectos cooperativos, junto con esfuerzos similares para modificar cercos, han sido una "causa célebre" dando tanto un propósito como experiencia en el campo para tales organizaciones como la Fundación de Arizona para los Berrendos, el Sierra Club, varios capítulos de la Sociedad Audubon, y una variedad de fundaciones para la tierra –todos trabajando en cooperación con el personal de las agencias estatales y federales.

Desarrollos industriales

Los desarrollos humanos remueven cientos de miles de hectáreas de hábitat del berrendo cada año. Los ejemplos varían desde nuevos desarrollos para casas, derechos de vía para las carreteras, y hasta ejemplos espantosos de excesos innecesarios como el aeropuerto internacional a las afueras de Denver, Colorado. Sin embargo, recientemente la amenaza más penetrante y de gran escala para el hábitat del berrendo parece ser el

desarrollo de obras para extraer gas y petróleo.

Los mayores impactos potenciales de los desarrollos y producción de petróleo y gas para el berrendo son por la pérdida de hábitat y por desplazamiento. Las tierras de invierno, los corredores de movimientos estacionales y las zonas de crianza requieren de atención especial en su manejo para reducir el estrés por las actividades de producción de gas y petróleo. Para reducir el estrés del berrendo en tales áreas críticas, los manejadores de la tierra han usado restricciones estacionales para prohibir la exploración del fluido mineral y las actividades del desarrollo. Tales restricciones pueden ser impuestas por el manejador de tierras públicas bajo los términos de renta federal del petróleo y el



Figura 43. Líneas para pozos de gas en la Mesa Otero en el sureste de Nuevo México. Aumentar el desplazamiento y el disturbio puede ser de mayor detrimento para el berrendo que la presencia de los pozos y sus conductos en sí mismos. Foto de Jim Steitz de Sierra Club.

gas para la protección de la vida silvestre. Aunque el uso estacional cambia con la zona geográfica, las zonas de crianza definibles usualmente son ocupadas entre el 1o de mayo y el 31 de julio, y las áreas de invierno son ocupadas entre el 15 de noviembre y el 30 de abril. Dependiendo de la severidad de las condiciones climáticas (i.e. profundidad de la nieve, nieve encostrada, temperatura media diaria), los últimos 60 días del tiempo limitado para las áreas de invierno pueden ser suspendidos por el oficial autorizado.

A menudo nuevos pozos de petróleo o de gas se instalan en áreas que previamente no tenían disturbio ni caminos, causando aumento de la actividad humana así como también pérdidas directas de hábitat (Fig. 43). La mayoría de las localidades de los pozos requieren de 0.8 a 2 hectáreas de superficie con disturbio en adición a los caminos y otras facilidades. Las áreas donde la actividad debe ser evitada incluyen las pendientes del sur y las lomas aireadas en los terrenos de invierno del berrendo. Otra recomendación que podría minimizar los impactos es permitir la actividad de perforación de pozos de petróleo y gas durante las estaciones no críticas, permitiendo a los berrendos acostumbrarse gradualmente al disturbio. Las actividades de perforación para petróleo y gas probablemente sean menos impactantes si están en progreso cuando los animales se mueven dentro de un área, en oposición a iniciar las operaciones durante el periodo invernal y el desplazamiento de los animales. Los efectos del disturbio se pueden extender a más allá del pozo y causar el movimiento de los berrendos a áreas adyacentes, y por lo tanto incrementando el uso de hábitat sub-óptimo, los conflictos con la agricultura y la confrontación humana.

Las reacciones de los berrendos hacia los caminos usualmente varía en respuesta al volumen del tráfico. Los principales efectos de los caminos de acceso a los sitios con pozos pueden venir asociados con los cercos y la obstrucción en los movimientos de los berrendos (Riddle y Oakley 1973).

La mayoría de las actividades de la exploración geofísica resulta en un disturbio mínimo de superficie por un corto periodo, y es la actividad humana concentrada la que causa un aumento en el estrés o desplazamiento de los animales de sus hábitats preferidos. Por lo tanto, la necesidad de evasión estacional puede variar sobre la base de cada sitio en específico, dependiendo de las condiciones locales.

Los transportadores de mineral que llevan carbón o petróleo por más de 800 m cruzando zonas de berrendo, se deben mitigar con la construcción de pasos a desnivel, de tierra como una colina, a intervalos de 800 m en terrenos altos. O, los transportadores pueden elevarse de 6 a 9m sobre el nivel del suelo en localidades estratégicas (Tessman 1985). Durante la construcción del ferrocarril hay que evitar el diseño de cercos que impiden la migración o los desplazamientos de la fauna mayor. Los cercos en las áreas significativas para los movimientos de los berrendos se deben diseñar para poderlos bajar temporalmente cuando sea necesario para liberar a los animales atrapados.

Los desarrollos para carbón, petróleo y gas han impactado el hábitat del berrendo en varias provincias de Canadá y estados del oeste (de Estados Unidos), y las prácticas de uso del suelo para energía y de recursos minerales en su desarrollo y posteriores a él, continuarán alterando significativamente los terrenos del oeste (de Estados Unidos). Los impactos de estos desarrollos serán complejos y acumulativos. Por lo tanto, en las regiones donde existe el potencial para estos desarrollos extensivos, se deben planear, coordinar y aplicar acciones para proteger y preservar el hábitat del berrendo en toda la zona del impacto esperado. Las sugerencias que se enlistan abajo se ofrecen como guías para la industria y las agencias reguladoras para proteger a las poblaciones de berrendo, para mitigar la destrucción del hábitat y para reclamar, rehabilitar o mejorar el hábitat del berrendo en tierras alteradas.

Panorámica: Cuando y donde sea aplicable, las agencias de manejo y regulación

locales, estatales, de las provincias y las federales, deben identificar conjuntamente las prioridades regionales para las zonas que deben y que no deben ser desarrolladas para minimizar las pérdidas de sistemas ecológicamente importantes.

Tiempo de conducción: Se deben identificar con tiempo suficiente por anticipado los desarrollos industriales específicos y la información de las necesidades relacionadas de las poblaciones de berrendo y sus hábitats, para permitir suficiente tiempo de conducción para el trabajo de campo para cada estación, el presupuesto, la asignación de personal, y la revisión por parte de las agencias de vida silvestre del estado o provincia y de otras partes interesadas.

Comités Directivos. Cuando se necesite se deben establecer comités directivos, dirigidos por la agencia de manejo de vida silvestre del estado o provincia y debe estar compuesto por miembros involucrados de la industria, la federación, universidades y organizaciones o agencias de ciudadanos interesados. Estos comités deben formarse sobre una base regional para dar guía y consejo, para proveer de metas de uso del suelo posteriores al desarrollo y de estrategias básicas para cumplirse en cada sitio concesionado.

Metas. Las metas de uso del suelo posteriores al desarrollo deben incluir un compromiso para mantener a los berrendos como una parte integral del plan de desarrollo para cada concesión, tanto en tierras públicas como privadas que mantienen berrendos antes del desarrollo.

Evaluación previa al desarrollo: Antes de iniciar y completar un plan de desarrollo de energía, el personal de la industria debe identificar cuantitativamente, describir y mapear la calidad y extensión de la distribución del berrendo, los patrones de movimiento, y las características de la población; valores económicos y de recreación asociados; y la línea base de los datos relacionados con el berrendo sobre la base del hábitat y la vegetación. Estos parámetros deben tener seguimiento durante el tiempo del desarrollo. Los planes de estudio y el progreso se deben dirigir y ser aprobados por el responsable de la agencia de manejo estatal o de la provincia.

Se debe compilar información sobre las clasificaciones previas de los hatos en el área general del proyecto. Se necesita conducir una inspección para determinar la producción de berrendos y la tendencia de la población en el sitio del proyecto y áreas adyacentes antes y durante las fases del desarrollo.

Se deben describir y documentar los ámbitos hogareños y los patrones de movimiento de los hatos o de cada población.

Si es disponible, hay que obtener de fuentes confiables las estimaciones previas de la población y su tendencia. Hay que identificar los factores que influyen en la población, tales como hábitat, clima, tolerancia de los propietarios privados, presión de cacería, y niveles del aprovechamiento. Hay que calcular el valor recreativo de las poblaciones de berrendos que van a ser impactadas, considerar tanto el uso consuntivo como el no consuntivo, el estatus de la tierra adyacente al sitio del proyecto, acceso de los cazadores y observadores, calidad de la cacería, etc. Determinar el valor económico del hato o de un berrendo individual.

Si la hay, se debe identificar la mortalidad inusual o excesiva causada por vehículos, clima severo, enfermedades, cacería furtiva y depredación.

Hay que preparar mapas cuantitativos y cualitativos por tipo de vegetación de las áreas antes del desarrollo. Hay que preparar mapas a escala 1:24,000 o algo similar, como una base para la reclamación de las metas y planes. Los datos de la vegetación deben incluir una lista de las especies vegetales, comunidades vegetales, altura y producción. Los datos cuantitativos deben incluir porcentaje de cobertura, composición vegetal (pastos, herbáceas, arbustos), frecuencia y producción anual esperada para las principales especies.

Hay que identificar las especies vegetales claves importantes como forraje para el berrendo en relación con la estación del año en la que están presentes los berrendos. Basados en los tipos de vegetación, hay que delinear el hábitat del berrendo, actual y potencial, dentro del área a desarrollar.

Se deben señalar sobre un mapa todos los aguajes naturales y los hechos por el hombre. Se deben registrar los datos cuantitativos para cada fuente de agua, incluyendo litros disponibles durante cada estación del año y los resultados de las pruebas de calidad del agua.

Seguimiento: Las áreas específicas identificadas como clave para el mantenimiento y perpetuación de una población de berrendos, y que son difíciles de duplicar, deben recibir una alta prioridad y, donde sea posible, mantenerlas sin alteración y disponibles para su uso por el berrendo.

Hay que planear el uso de la tierra del municipio para algún desarrollo auxiliar o subsecuente (casas, tiendas, facilidades recreativas) y se deben ubicar como desarrollos alejados de las áreas críticas para el berrendo, particularmente los corredores para sus movimientos.

Hay que hacer un esfuerzo para mantener el acceso público y donde sea deseable se pueden abrir accesos adicionales a las tierras públicas mientras se minimiza el acceso a desarrollos de energía, caminos de operación y cercos asociados. Aquellos caminos y vías de ferrocarril que se requieren, se deben localizar en la periferia de las áreas de uso del berrendo. Donde esto no es factible se debe planear la mitigación.

Hay que minimizar la zona de exploración y perforación y usar técnicas que produzcan la menor actividad y disturbio, y emplear una zona unificada y consolidada de almacenaje para todo el equipo y los materiales del desarrollo de energía.

Hay que restringir las actividades humanas a los esfuerzos esenciales relacionados con el desarrollo de energía para prevenir disturbios innecesarios para el berrendo. Hay que prohibir o minimizar el disturbio en las áreas clave y mantener una zona de amortiguamiento “sin entradas” de 400 m alrededor de todo el desarrollo.

Mejoramiento: Hay que restringir todas las acciones de impacto (uso del suelo posterior al desarrollo, emisiones, descargas, afluentes, etc.) para proveer un subsecuente nivel de hábitat para el berrendo, aproximando o superando las condiciones que había antes del desarrollo. En los planes formales (i.e. planes de desarrollo de energía, planes de manejo de las especies y del hábitat, planes estatales y planes operativos) se deben detallar las estrategias para alcanzar esto (i.e. incrementar la capacidad de carga por medio de la fertilización y/o mejoramiento del hábitat, desarrollo de aguajes, adquisición de tierras privadas por parte de las agencias públicas).

Las áreas clave perdidas por el desarrollo se deben mitigar mediante la proporción

de sitios de igual valor en áreas adyacentes u otras zonas, y donde el desplazamiento de los berrendos persista en números similares o mayores que los que había presentes antes del desarrollo.

En los planes de reclamación se deben considerar las prioridades para reforestar sobre la base de las necesidades nutricionales y cobertura, y las áreas con disturbio deben ser ordenadas dentro del terreno que mejora el hábitat del berrendo y simula las condiciones naturales.

Las descargas de agua y otros afluentes que resultan de cualquier desarrollo deben hacerse disponibles para los berrendos y deben llenar o superar los estándares sugeridos. Se deben desarrollar fuentes de agua adicionales cuando sean necesarias, e. g. estanques, arroyos, manantiales, receptores, etc., en todas las áreas ocupadas por los berrendos actual o potencialmente.

Reclamación: Las leyes federales (en Estados Unidos) requieren la restauración de las tierras públicas a condiciones naturales. El hábitat dañado y alterado debe ser restaurado y regenerado como para aproximarse a las condiciones naturales. La resiembra de mezclas debe incluir herbáceas y arbustos nativos de especies importantes para el berrendo (ver Manejo del hábitat). El uso del ganado doméstico y de otras especies de la vida silvestre en las áreas reclamadas se debe posponer o regular para promover la sucesión ecológica que beneficiará a las poblaciones de berrendo. Las agencias de manejo de la vida silvestre estatal, o de la provincia, deben cooperar en la regulación de las poblaciones de vida silvestre en las áreas reclamadas para asegurar el éxito de la reclamación.

La reducción de la competencia entre el berrendo y el ganado doméstico en las tierras adyacentes sin desarrollo a veces puede usarse para mitigar la pérdida del hábitat a desarrollar. Cuando se hace esto, todos los riesgos ambientales y contaminantes deben ser removidos de la zona de berrendos, inmediatamente después del cese de las operaciones del desarrollo. Esto incluye todo el equipo de minado, maquinaria, alambre, tubería, barriles, sustancias tóxicas, etc., que puedan constituir un riesgo para los berrendos. Los fosos de fango de los campos de petróleo se deben cercar con malla para prevenir la ingestión de desperdicios por los berrendos.

Objetivos posteriores al desarrollo: Cuando sea posible, la pérdida de berrendos debida al desarrollo debe ser mitigada. Las medidas de mitigación incluirían el trasplante y reabastecimiento de berrendos cuando se juzgue necesario, deseable y factible, por parte de la agencia de manejo de vida silvestre del estado o la provincia. Una solución de mitigación aún mejor es la adquisición del hábitat del berrendo en otros sitios o comprar los accesos para entrar a tierras públicas “encerradas”, ocupadas por berrendos (i. e. por el uso de impuestos por la extracción del mineral o a través de las estipulaciones de la concesión, etc.).

Daños a cultivos

Aunque los berrendos pueden generar considerables ingresos para algunos propietarios de la tierra, ellos también pueden causar daños en los cultivos agrícolas (Fig. 44). Tales pérdidas parecen modestas cuando se ven a nivel estatal o de provincia, pero pueden

ser importantes para los propietarios individuales que son afectados. En casi todos los casos, los daños a los cultivos son el resultado de los cambios hechos por los humanos. Los ejemplos incluyen cercos y subdivisiones que bloquean sus movimientos, arado de



Figure 44. Los daños en los cultivos de alfalfa es uno de los casos de daños a la agricultura más prevalentes atribuidos a los berrendos. Sin embargo, a veces puede servir para el manejo como fue el caso de esta área en el norte de California donde los berrendos que había en exceso fueron capturados y trasladados a otros sitios. Foto de Bob Schaffer.

terrenos de verano o invierno para cultivos, convertir las estepas con arbustos a pastizales, cerrando el acceso a la cacería o cobrando mucho por el acceso. Los reclamos por los daños a los cultivos parece estar incrementándose, aparentemente porque los números de los berrendos generalmente están incrementándose mientras que el hábitat tradicional del berrendo se está perdiendo por pasturas “mejoradas”, producción de grano y desarrollos humanos. Los resultados de una evaluación enviada a agencias de conservación de 18 estados del oeste de Estados Unidos y provincias de Canadá, en 1991, indicaron que los daños eran estables en 9 estados y se estaban incrementando en 8. Sólo en Nebraska estaban disminuyendo los reclamos por daños, aparentemente porque los números de los berrendos estaban decreciendo. Casi todas las agencias reportaban algún daño a alfalfa y trigo; algunos pocos añadían a la lista frijol de soya, chícharo y arroz de otoño. La mayoría de las agencias estatales no pagaban compensación por daños a cultivos; aquellas que lo hicieron, pagaron un total de casi \$85,000 dólares estadounidenses en 1990 (O’Gara y Yoakum 2004).

Dada la resistencia a ampliar la estación de cacería de berrendo en California, se usaron traslocaciones para reducir los daños a los campos de alfalfa irrigados. Sin embargo, las traslocaciones sólo son prácticas si hay hábitat adecuado disponible para los animales trasladados. Aparentemente por presión política, los berrendos fueron movidos a un hábitat marginal (McCarthy y Yoakum 1984) resultando en la eventual muerte o el movimiento de los restantes animales a hábitat adyacente pero no favorable en Nevada. De esta forma, la traslocación diseñada para salvar a los berrendos de las balas de los cazadores resultó en una pérdida, tanto de los berrendos como del gasto de fondos que podrían haber sido mejor usados para beneficiar a animales en otro lado.



Figura 45. Los daños a los cultivos y la pérdida del hábitat llegan por los cambios hechos por el hombre. Foto de Bart O'Gara

En otros estados, como es con la División de Vida Silvestre de Nevada, también tienen la opción de mantener la cacería por daños (Tanner et al. 2003). Donde se esperan problemas por la depredación, la División planea una cacería especial por daños en conjunto con el proceso del establecimiento de la estación. Los solicitantes hacen su solicitud para esta cacería especial durante la primavera y cuando se recibe una queja de daño, se puede iniciar una cacería por depredación en un plazo de 2 semanas. Los solicitantes que no tuvieron éxito en el proceso regular de cacería en esa unidad de caza que tiene el reporte también son contactados y si es necesario se les conceden los cintillos. Tales estaciones de caza, escalonadas en los periodos de daños a los cultivos, alivia mucho del problema por la remoción y acoso de los berrendos involucrados.

La Legislatura de Nevada recientemente autorizó a la División desarrollar procedimientos y regulaciones donde los permisos de fauna mayor pueden ser ubicados

para los propietarios de la tierra que tienen problemas de daños. Bajo este sistema, el propietario no puede usar los permisos pero los puede vender. El número de permisos para un propietario es calificado para sentar la base del número de animales que se encuentran en su propiedad pero la proporción de permisos con el número de animales se negocia.

Aparentemente el método más práctico para resolver los reclamos por daños a los cultivos es mantener una población de berrendos capaz de vivir principalmente en los terrenos no cultivados asegurando un número suficiente de permisos para hembras y crías durante la estación regular de caza. Si los problemas persisten, permisos especiales editados para la caza en los campos afectados, y en el tiempo de los daños, pueden resolver el problema. Una temprana estación de caza por daños sólo debe ser autorizada para machos porque las crías se quedarían huérfanas por matar hembras. Lo mismo es cierto para las capturas para traslocación. Sin embargo, las crías huérfanas sólo resultarían muertas durante casi dos meses del año, usualmente junio y julio (Bromley y O'Gara 1967). Matar machos puede ser insuficiente para reducir el número de berrendos en un área, pero los animales que los acompañan a menudo se alejarán de los campos después de que se matan algunos animales. En algunos casos, el problema se resolverá simplemente cercando el almiar.

Planes de manejo del berrendo

Con el crecimiento de la población humana y la expansión del uso de la tierra por la sociedad, se ha incrementado la necesidad de documentar los requerimientos de forraje, agua y espacio del berrendo. El berrendo ha prosperado durante el medio siglo pasado, pero existe la necesidad del manejo para mantener a las poblaciones saludables y compatibles con el uso humano. Una forma de llenar estas necesidades es por medio de los Planes de Manejo que enlistan los objetivos, metas y procedimientos para el mejor manejo de la especie, manteniendo o mejorando el forraje, el agua y el espacio; y por la coordinación del manejo del berrendo en planes holísticos de uso de la tierra.

Los Planes de Manejo de Vida Silvestre usualmente son iniciativas de las agencias de vida silvestre de los estados (en Estados Unidos) y de las provincias (en Canadá); éstos enfatizan las prácticas para proteger, reducir, mantener o mejorar las poblaciones, y típicamente delinear los métodos para inventariar las poblaciones, controlar los factores limitantes y cómo aprovechar o traslocar animales adicionales.

Los Planes de Manejo del Hábitat generalmente son preparados por el personal de las agencias administradoras de la tierra del gobierno o privados. Tales planes enfatizan el mantenimiento o la mejora del forraje, agua y espacio para el berrendo, e intentan identificar a qué grado el berrendo es compatible o competidor con los otros usos de la tierra.

Los Planes de Manejo para las especies amenazadas (Planes de Recuperación) son obligatorios de acuerdo con el Acta de Especies Amenazadas de 1973. Tales planes identifican los posibles procedimientos para incrementar una especie o subespecie a un nivel suficiente para desenlistarla.

Las diferentes guías que sugieren técnicas y prácticas para manejar al berrendo y sus hábitats son ayudas para los biólogos que desarrollan los Planes de Manejo. A la fecha éstas incluyen: *Manual de técnicas de manejo de vida silvestre* (Ripley 1980); *Guías para el manejo del hábitat para el berrendo americano* (Yoakum 1980); *Hábitats y vida silvestre en áreas manejadas –La Gran Cuenca del sureste de Oregon: berrendo* (Kindschy y col. 1982); *Manejo de las poblaciones y del hábitat del berrendo en ambientes del noreste de la Gran Cuenca* (Salwasser 1980), *Programa para la Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable del Berrendo (*Antilocapra americana*) en México* (Dirección General de Vida Silvestre 2000, Cancino y col. 2000), el *Plan de Recuperación del Berrendo Peninsular* (Cancino y col. 2004), y el *Plan Final de Manejo para el Berrendo en la Base de la Fuerza Aérea F. E. Warren de Wyoming* (Russ 2004). En adición, Yoakum (2004d) proporciona una discusión y enlista los Planes de Manejo específicos para el berrendo, su hábitat y mejoras para la recuperación de poblaciones en peligro.



Figura 46. Cuando los berrendos son retenidos en encierros por largos periodos de tiempo (e. g. investigaciones de campo, contenidos para trasplantes, etc.), es recomendable proporcionar sombra. Los berrendos rápidamente usan esas facilidades, especialmente en ambientes desérticos tal como se muestra en la foto de animales encorralados en Baja California Sur, México. Foto de Jorge Cancino.

III. REFERENCIAS CITADAS

- Ackerly, W. F. and V. Regier. 1956. Northeastern California antelope studies. Special report. California Department Fish and Game, Sacramento, California, USA.
- Aguirre, C. A. y V. S. Sotomayor. 1981. El berrendo. *Bosques y Fauna* 4(3):19-26.
- Alexander, A. and R. A. Ockenfels. 1994. Juniper densities relative to pronghorn use in central Arizona. *Pronghorn Antelope Workshop Proceedings* 16:75-85.
- Allen, A. W. and M. J. Armbruster. 1982. Preliminary evaluation of habitat suitability model for the pronghorn. *Pronghorn Antelope Workshop Proceedings* 10:93-105,
- Allen, S. M. and S. W. Samuelson. 1987. Precision and bias of a summer aerial transect census of pronghorn antelope. *Prairie Naturalist* 19:19-24.
- Amstrup, S. C., J. Meeker, B. W. O’Gara and J. McLucas. 1980. Capture methods for free-roaming pronghorn. *Pronghorn Antelope Workshop Proceedings* 9:98-131.
- Amstrup, S. C. and T. B. Segerstrom. 1981. Immobilizing free-ranging pronghorn with powdered succinylcholine chloride. *Journal Wildlife Management* 45:741-745.
- Anderson, L. D. and J. W. Denton. 1980. Adjustable wire fences for facilitating big game movement. Technical Note 343. U.S. Bureau Land Management Service Center, Denver, Colorado, USA.
- Andrews, S. G., G. Dickens, and R. Miller. 1986. Urbanization and pronghorn antelope. Pages 172-174 *in* K. Stenberg and W. W. Shaw. Editors. *Wildlife conservation and new residential developments*. Arizona Department Ecology and Evolution Biology, Tucson, Arizona, USA.
- Anonymous. 1986. Landowner coupons: Do they work? *Wyoming Wildlife* 50(8):34-35.
- Auode, A. and R. Danvir. 2002. Using range manipulations to increase pronghorn production and abundance in Utah sagebrush steppe. *Pronghorn Antelope Workshop Proceedings* 20:124-134.
- Arizona Game and Fish Department. 1993. Game management program. Appendix 8: Prioritizing antelope transplant sites. Arizona Game and Fish Department,

Phoenix, Arizona, USA.

Autenrieth, R. W. 1976. A study of birth sites selected by pronghorn does and the bed sites of fawns. *Proceedings Pronghorn Antelope Workshop* 7:127-134.

_____. Editor. 1978. Guidelines for the management of pronghorn antelope. *Proceedings Pronghorn Antelope Workshop* 8:473-526.

_____. 1982. Pronghorn fawn habitat use and vulnerability to predation. *Pronghorn Antelope Workshop Proceedings* 10:112-127.

_____. 1984. Little/Lost Valley pronghorn fawn study—condition, habitat use and mortality. *Pronghorn Antelope Workshop Proceedings* 11:49-70.

Autenrieth, R. E. and E. Fichter. 1975. On the behavior and socialization of pronghorn antelope fawns. *Wildlife Monograph* 42.

Bailey, J. A. and A. Y. Cooperrider. 1982. Final report: Trickle Mountain research study. U. S. Bureau Land Management Service Center, Denver, Colorado, USA.

Baker, D. L. and N. T. Hobbs. 1985. Emergency feeding of mule deer during winter tests of a supplemental ration. *Journal Wildlife Management* 49:934-942.

Baker, T. C. 1953a. Antelope movement and migration studies. *Wyoming Wildlife* 17(10):31-36.

_____. 1953b. Food habit study of game animals. *Wyoming Wildlife* 17(11):24-26.

_____. 1955. Big game survey: Study of antelope mortality factors, other than hunting. Wyoming Game and Fish Commission, Cheyenne Wyoming, USA.

Barrett, M. W. 1974. Importance, utilization and quality of *Artemisia cana* on pronghorn winter ranges in Alberta. *Proceedings Pronghorn Antelope Workshop* 6:26-57.

_____. 1982. Ranges, habitat, and mortality of pronghorn at the northern limits of their range. Dissertation, University Alberta, Edmonton, Alberta, Canada.

Barrett, M. W., J. W. Nolan, and L. E. Roy. 1982. Evaluation of a hand-held net-gun to capture large mammals. *Wildlife Society Bulletin* 10:108-114.

Bastian, C. T., J. J. Jacobs, L. J. Held and M. A. Smith. 1991. Multiple use of public rangeland antelope and stocker cattle in Wyoming. *Journal Range Management* 44:390-394.

- Bayless, S. R. 1969. Winter food habits, range use, and home range of antelope in Montana. *Journal Wildlife Management* 33:538-551.
- Beale, D. M. 1966. A self-collaring device for pronghorn antelope. *Journal Wildlife Management* 30:209-211.
- Beale, D. M. and A. Smith. 1967. Immobilization of pronghorn antelope with succinylcholine chloride. *Journal Wildlife Management* 31:840-842.
- _____ and _____. 1970. Forage use, water consumption, and productivity of pronghorn antelope in western Utah. *Journal Wildlife Management* 34:570-578.
- Beale, D. M. and R. C. Holmgren. 1975. Water requirements for pronghorn antelope survival and growth. Utah Division Wildlife Resources, Salt Lake City, Utah, USA.
- Bear, G. D. 1969. Antelope and net wire fences. *Proceedings Western Association State Game and Fish Commissioners* 49:265-271.
- Bear, D., A. E. Anderson, J. P. Goettl, R. Keiss, and F. Fields. 1973. Antelope investigations, physiological studies. Pages 1-35 *in* Pittman-Robertson Job final Report, Work Plan 2, Job 3, Project W-40-R-13. Colorado Game, Fish and Parks Department, Denver, Colorado, USA.
- Beardahl, L. and V. Sylvester. 1974. Spring burning for removal of sagebrush competition in Nevada. *Proceedings Tall Timbers Fire Ecology Conference* 14:569-547.
- Becker, B. S. 1972. Pronghorn-cattle range use and food habit relationships in an enclosed sagebrush control area. Thesis, Montana State University, Bozeman, Montana, USA.
- Benson, W. A. 1956. A general view of the antelope in Saskatchewan. *Federal-Province Wildlife Conference, Ottawa* 20:23-24.
- Berger, J. 1986. Wild horses of the Great Basin: Social competition and population size. University Chicago, Illinois, USA.
- Bever, W. 1950. Parasites and diseases of South Dakota antelope. Pages 12-16 *in* Pittman-Roberts *in* Job Completion Report Project 12-R-7. South Dakota Fish and Game Department. Pierre, South Dakota, USA.
- _____. 1957. The incidence and degree of the parasitic load among antelope and the development of field techniques to measure such parasitism. Pittman-

- Robertson Project 12—R-14, Job Number 1-5, 2. South Dakota Fish and Game Department, Pierre, South Dakota, USA.
- Blunt, F. M. and A. T. Myles. 1998. Successful rearing and handling of big game animals at the Sybille Wildlife Research Unit, Wyoming Game and Fish Department, Sybille, Wyoming, USA.
- Boccardori, S. J. and R. A. Garrot. 2002. Effects of winter range on a pronghorn population in Yellowstone National Park. *Pronghorn Workshop Proceedings* 20:114.
- Body, W. L. 1979. Factors affecting pronghorn fawn mortality in central Idaho. Thesis, University Montana, Missoula, Montana.
- Bowden, D. C., E. Anderson, and D. E. Medin. 1984. Sampling plans for mule deer sex and age ratios. *Journal Wildlife Management* 48:500-509.
- Brinkley, K. 1987. Pronghorn hand-rearing protocol (*Antilocapra americana americana*) *Zoo Keepers' Forum* 14(8): 234-237.
- Britt, T. L. 1980. Re-establishment of pronghorn antelope on the Arizona Strip. *Pronghorn Antelope Workshop Proceedings* 8:226-246.
- Brody, J. J. 1977. Mimbres painted pottery. School of American Research, Santa Fe, New Mexico, USA.
- Bromley, P. T. 1969. Territoriality in pronghorn antelope on the National Bison Range, Moiese, Montana. *Journal Mammalogy* 50:81-89.
- Bromley, P. T. 1977. Aspects of the behavioral ecology and sociobiology of the pronghorn (*Antilocapra americana*). Dissertation. University of Calgary, Alberta, Canada.
- _____. 1997. Aspects of the behavioral ecology and sociology of the pronghorn (*Antilocapra americana*). Dissertation, University Calgary, Calgary, Alberta, Canada.
- Bromley, P. T. and B. W. O'Gara. 1967. Orphaned pronghorn survive. *Journal Wildlife Management* 31:843.
- Brown, D. E. 1994. Grasslands. Part 4. Pages 106-141 *in* Biotic communities; southwestern United States and northwestern Mexico. University Utah Press, Salt Lake City, Utah, USA.

- Brown, D. E., D. Bayer, and T. McKinney. 2006. Measuring the effects of mid-summer drought on doe pronghorn mortality. *Southwestern Naturalist* 81(2):
- Brown, D. E., W. F. Fagn, R. Lee, H. G. Shaw, and B. Turner. 2002. Winter precipitation and pronghorn fawn survival in Southwest. *Pronghorn Workshop Proceedings* 20:115-122.
- Brown, D. E., W. F. Fagn, J. Lonie, and H. Provencio. 2004. Elk as a factor affecting pronghorn productivity and population levels on Anderson Mesa, Arizona. *Proceedings Pronghorn Workshop* 21:38-53
- Brownlee, S., and T. L. Hailey. 1970. Development of a technique for night trapping antelope fawns. *Proceedings Antelope States Workshop* 4:78-81.
- Brunner, E. A. 1910. An antelope caught by hand. *Forest and Stream* February:293.
- Brunner, J. R. 2002. Revised wildlands workers' handbook. Wildlands Workers' Press, Medford, Oregon, USA.
- Bruns, E. H. 1969. A preliminary study of behavioral adaptations of wintering pronghorn antelope. Thesis, University Calgary, Calgary, Alberta, Canada.
- Büechner, H. K. 1950a. Life history, ecology and range of the pronghorn antelope in Texas. *American Midland Naturalist* 43:257-354.
- _____. 1950b. Range ecology of pronghorn on the Wichita Mountains National Wildlife Refuge. *Transactions North American Wildlife Conference*.15:627-644.
- Burnham, K. P. and D. R. Anderson. 1984. The need for distance data in transect counts. *Journal Wildlife Management* 48:1,248-1,254.
- Burnham, K. P., D. R. Anderson and J. L. Laake. 1980. Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildlife Monographs*. 72:1-202.
- Byers, J. A. 1997. American pronghorn: Social organizations and the ghosts of predators past. University Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- _____. 2003. Built for speed: A year in the life of pronghorn. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, USA.
- Cada, J. D. 1985. Evaluations of the telephone and mail survey methods of obtaining harvest data from licensed sportsmen in Montana. Pages 117-128 *in* S.L. Beasom and S.F. Roberson. Editors. Game harvest management. Ceasar Kleberg Wildlife Research Institute, Kingsville, Texas, USA.

- California Department Fish and Game. 1997. Final environmental document regarding pronghorn antelope hunting. California Department Fish and Game, Sacramento, California, USA.
- Campbell, R. B. 1970. Pronghorn, sheep and cattle range relations in Carter County Montana. Thesis, Montana State University, Bozeman, Montana, USA.
- Cancino, J. 1994. Food habits of the peninsular pronghorn. Pronghorn Antelope Workshop Proceedings 16:176-185.
- Cancino, J., A. Ortega and R. Rodríguez-Estrella. 1998. Population size of the peninsular pronghorn in Baja California Sur, Mexico. California Fish and Game 84:25-30
- Cancino, J., C. Castillo, C. Manterola, F. Ramírez, J. M. Reyes, R. Rodríguez-Estrella, and V. Sánchez-Sotomayor. 2000. National pronghorn recovery plan for Mexico. Pronghorn Antelope Workshop Proceedings 17:45-49.
- Cancino, J., R. Castellanos, J. Holland, F. Ramirez, and V. Sánchez. 2004. The peninsular pronghorn recovery plan: 20 years. Pronghorn Antelope Workshop Proceedings 21:96-101.
- Cancino, J., P. Miller, J. Bernal-Stoopen, and J. Lewis. Editors. 1995. Population and habitat viability assessment for the peninsular pronghorn (*Antilocapra americana peninsularis*). International Union for Conservation Nature. Species Survival Commission, Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley Minnesota, USA.
- Cancino, J., V. Sánchez-Sotomayor, and R. Castellanos. 2002. Alternative capture technique for the peninsular pronghorn. Wildlife Society Bulletin 30:256-258.
- Canon, S. K. and F. C. Bryant. 1992. Survival of Trans-Pecos pronghorn. Pronghorn Antelope Workshop Proceedings 15:67-77.
- Canton, J. D. 1877. The antelope and deer of America. Hurd and Houghton, New York, New York, USA.
- Chalmers, G. A. and M. W. Barrett. 1974. Some problems associated with chasing pronghorn. Proceedings Pronghorn Antelope Workshop 15:67-77
- _____. and _____. 1977. Capture myopathy in pronghorn in Alberta, Canada. Journal of American Veterinary Medicine Association 171:918-923.

- _____. and _____. 1977b. Capture myopathy. Pages 84-94 in G.L. Hoff and J.W. Davis. Editors. Noninfectious diseases of wildlife. Iowa State University Press, Ames. Iowa, USA.
- Chervick, T. M. 1991. Big game animal crossing study along an overland coal conveyor structure in northwest Colorado. Proceedings Issues Technological Management Impacted Wildlife (Thorne Ecology Institute) 5:112-119
- Clark, W., and J. R. Medcraft. 1986. Wildlife use of shrubs on reclaimed surface-mined land in northeastern Wyoming. Journal Wildlife Management 50:714-718.
- Clemente, F. 1992. Influences of range condition, cattle, and watering hole distribution of the pronghorn population in south New Mexico. Dissertation, New Mexico State University, Las Cruces, New Mexico, USA.
- Clemente, F., R. Valdez, J. L. Holecheck, P. J. Zwank and M. Cardenas. 1995. Pronghorn home range relative to permanent water in southern New Mexico. The Southwestern naturalist 40:38-41.
- Cole, G. F. 1956. The pronghorn antelope; Its range use and food habits in central Montana with special reference to alfalfa. Technical bulletin 516, Montana Agriculture Experimental Station. Bozeman, Montana, USA.
- Compton, H. O. 1958. The effects of predation on pronghorn antelope numbers in southcentral Oregon. Thesis, Oregon State College, Corvallis, Oregon, USA.
- _____. 1970. Southeastern Montana antelope population trends in relation to severe winters. Proceedings Antelope States Workshop 4:50-54.
- Connolly, G. E. 1978. Predators and predator control. Pages 369-394 in J.L. Schmidt and D.L. Gilbert. Editors. Big game of North America. Stackpole Books, Harrisburg, Pennsylvania, USA.
- Constan, K., D. Hook, and R. Berg. 1981. Middle Missouri River drainage investigations: Middle Missouri River planning project. Montana Department Fish, Wildlife, and Parks, Helena, Montana, USA.
- Cook, J. G. and L. L. Irwin. 1985. Validation and modification of a habitat suitability model for pronghorn. Wildlife Society Bulletin 12(4):440-448.
- Cook, J. G., L. L. Irwin, A. W. Allen, and M. J. Armbruster. 1984. A field test of a winter pronghorn suitability index model. Pronghorn Antelope Workshop Proceedings 11:207-211.

- Chappel, M. 2005. Friends volunteers remove fence. Friends of Hart Mountain Newsletter. Fall: 2. (published by Friends of Hart Mountain, P.O. Box 21, Plush, Oregon, 97637).
- Cooperrider, A. Y., J. A. Baile, and R. M. Hansen. 1982. Cost efficient methods of estimating ungulate food habits and fecal analysis. Pages 399-406 *in* Arid land resource inventories development of cost efficient methods, General technical report WO-28. U.S. Forest Service, Washington, D.C., USA.
- Cooperrider, A. Y., J. Boyd, and H. R. Stuart. Editors. 1986. Inventory and monitoring of wildlife habitat. U.S. Bureau Land Management Service Center, Denver, Colorado, USA.
- Copeland, G. L. 1980. Antelope buck breeding behavior, habitat selection and hunting impact. Wildlife Bulletin 8. Idaho Fish and Game Department, Boise, Idaho, USA.
- Corneli, P. S., B. Von Gunten-Moran, and B. W. O’Gara. 1984. Pronghorn fawn mortality on the National Bison Range. Pronghorn Antelope Workshop Proceedings 11:41-48.
- Couey, F. M. 1949. Review and evaluation of big game trapping techniques. Proceedings Western Association Station Fish and Game Commissioners 29:39-47.
- Couling,, L and G. E. J. Smith. 1980. Impact of a postcard follow-up on harvest survey returns. Progress note 116. Canadian Wildlife Service, Ottawa, Ontario, Canada.
- Courtney, R. F. 1989. Pronghorn use of recently burned mixed prairie in Alberta. Journal Wildlife Management 53:302-305.
- Crowe, D. M. and M. D. Strickland. 1979. Wildlife and development— there’s more than meets the eye. Wyoming Wildlife 43:6-8.
- Czaplewski, R. L., D. M. Crowe, and L. L. McDonald. 1983. Sample sizes and confidence intervals for wildlife population ratios. Wildlife Society Bulletin 11:121-128.
- Deblinger, R. D. and J. E. Ellis. 1976. Aspects of intraspecific social variation in pronghorns. Pronghorn Antelope Workshop Proceedings 7:26-48.
- Deblinger, R. D., and A. W. Alldredge. 1989. Management implications of variations

- in pronghorn social behavior. *Wildlife Society Bulletin* 17:82-87.
- Del Monte, B. E., and H. G. Kathman. 1984. Evaluation of Texas antelope transplants. *Pronghorn Antelope Workshop Proceedings* 11:146-150.
- Deming, O. V. 1963. Antelope and sagebrush. *Transactions Interstate Antelope Conference* 17:55-61.
- DeVos, J., and L. Thompson-Olais. 2000. Using the Vortex model to assess a minimum viable population for Sonoran pronghorn. *Pronghorn Workshop Proceedings* 19:108.
- Dickens, G. C., and S. G. Andrews. 1986. The pronghorn plan for promoting conscientious growth. Pages 46-47 in K. Stenberg and W.W. Shaw. Editors. *Wildlife conservation and new residential developments*. Department Ecology and Evolution Biology, University Arizona, USA.
- Dirección General de Vida Silvestre. 2001. Programa para la conservación manejo y aprovechamiento sustentable del berrendo (*Antilocapra americana*) en México. *Pronghorn Workshop Proceedings* 19:120.
- Dirschl, H. J. 1962. Sieve mesh size related to analysis of antelope rumen contents. *Journal Wildlife Management* 26:327-328.
- _____. 1963. Food habits of the pronghorn in Saskatchewan. *Journal Wildlife Management* 27:81:93.
- Dood, A. 1984 The history of antelope management in southeastern Montana. *Pronghorn Antelope Workshop Proceedings* 11:91-102.
- Dunbar, M. R. 2001. Distribution and nutrition of key forage plants and pronghorn use on three playa lake beds on Hart Mountain National Antelope Refuge, Oregon. Special report. U. S. Fish and Wildlife Service, Lakeview, Oregon, USA.
- Dvorak, D. F. 1986. Texas antelope status report. *Pronghorn Antelope Workshop Proceedings* 12:34-35.
- Eberhardt, L. L. 1987. Calibrating population indices by double sampling. *Journal Wildlife Management* 51:665-675.
- Eccles, A. W., E. J. Finck, and K. E. Sexson. 1994. Pronghorn in tall grass prairie: Status of the Flint Hills herd. *Pronghorn Antelope Workshop Proceedings* 16:50-53.

- Einarsen, A. S. 1948. The pronghorn antelope and its management. Monument Printing Press, Baltimore, Maryland, USA.
- Elliot, C. 1966. Antelope play in Florida. *Outdoor Life* 137(5):52-55.
- Ellis, J. E. 1970. A computer analysis of fawn survival in the pronghorn antelope. Dissertation, University California, Davis, California, USA.
- _____. 1972. Observations on pronghorn population dynamics. *Proceedings Pronghorn Antelope Workshop* 8:55-65.
- Evans, R. L. and R. M. Love. 1957. The step-point method of sampling—a practical tool in range management. *Journal Range Management* 10:208-212.
- Ferrel, C. and H. Leach. 1950. Food habits of the pronghorn antelope of California. *California Fish and Game* 36:21-26.
- Firchow, K. M., M. R. Vaughn, and W. R. Mytton. 1986. Evaluation of the hand-held net gun for capturing pronghorn. *Journal Wildlife Management* 50:321-322.
- _____, _____ and _____. 1990. Comparison of aerial survey techniques for pronghorn. *Wildlife Society Bulletin* 18:18-23.
- Fisher, L. W. 1942. Live trapping Texas antelope. *Journal Wildlife Management* 6:231-236.
- Floyd, J. M. 1924. Capturing antelope kids: How Uncle Sam aids in perpetuating the fleet pronghorn. *Forest and Stream*, December:744-746.
- Foree, W. W. 1956. Black Rock District Pittman-Robertson report. Four State Antelope Meeting, Reno, Nevada, USA.
- Forrest, C. A. 1985. Analysis of supplemental feeding and effects of hunting during the rut on recruitment in pronghorn antelope. Thesis. University Wyoming, Laramie, Wyoming, USA.
- Fox, L. M. 1997. Nutritional content of forage in Sonoran pronghorn habitat. Thesis, University Arizona, Tucson, Arizona, USA.
- Franklin, I. R. 1980. Evolutionary change in small populations. Pages 35-149 *in* M. Soule and B. Wilcox. Editors. *Conservation biology: An evolutionary-ecological perspective*. Sinauer Association, Sunderland, Massachusetts, USA.

- Freeman, J. S. 1971. Pronghorn range use and relation to livestock in southeastern Montana. Thesis, Montana State University, Bozeman, Montana, USA.
- Frick, C. 1937. Horned ruminants of North America. American Museum Natural History Bulletin 69:1-699.
- Gasson, W. and L. Wollrab. 1986. Integrating population simulation modeling into a planned approach to pronghorn management. Pronghorn Antelope Workshop Proceedings 12:86-98.
- Geist, V. and M. H. Francis. 2001. Antelope country. Krause Publications, Iola, Wisconsin, USA.
- Gilbert, B. K. 1973. Scent marking and territoriality in pronghorn (*Antilocapra americana*) in Yellowstone National Park. *Extrait de Mammalia* 37:25-33.
- Gill, R. B., L. H. Carpenter, R. M. Bartman, D. L. Baker, and G. G. Schoonveld. 1983. Fecal analysis to estimate mule deer diets. *Journal Wildlife Management* 47:902-915.
- Goldsmith, A. E. 1988. Behavior and ecology of pronghorn after reintroduction to Adobe Valley, California. Dissertation, University California, Berkeley, California, USA.
- _____. 1990. Vigilance behavior of pronghorn in different habitats. *Journal Mammalogy* 71:460-162.
- Good, J. R. and J. A. Crawford. 1978. Factors influencing pronghorn use of playas in south central Oregon. Pronghorn Antelope Workshop Proceedings 8:182-205.
- Graham, A. and R. Bell. 1989. Investigating observer bias in aerial survey by simultaneous double count. *Journal Wildlife Management* 53:1009-1016.
- Griffith, G. K. 1962. Guidelines for antelope management. *Transactions Interstate Antelope Conference* 13:102-114.
- Gruell, G. E. 1993. Historic role of fire on Hart Mountain National Antelope Refuge, Oregon. Special Report. U.S. Fish and Wildlife Service, Lakeview, Oregon, USA.
- Guenzel, R. J. 1997. Estimating pronghorn abundance using aerial line transect sampling. Wyoming Game and Fish Department, Cheyenne, Wyoming, USA.
- Guenzel, R. J., L. L. Irwin and T. J. Ryder. 1982. A comparison of pronghorn

movements and distributions during a normal and a mild winter in the Red Rim area, Wyoming. Pronghorn Antelope Workshop Proceedings 10:156-172.

Gysel, L. W. and W. J. Lyon. 1980. Habitat analysis and evaluation . Pages 305-327 *in* S .D. Schemnitz. Editor. Wildlife management techniques manual. The Wildlife Society, Washington, D.C., USA.

Haag, R. W. 1986. Recent changes in cultivated lands within the pronghorn antelope range. Division of Publications T-108. Alberta Forest, Lands and Wildlife Resources, Calgary, Alberta, Canada.

Hailey, T. L. 1979. A handbook for pronghorn antelope in Texas. Federal Aid Report Series 20. Texas Parks and Wildlife Department, Austin, Texas, USA.

Hailey, T. L., J. W. Thomas, and R. M. Robinson. 1966. Pronghorn die-off in Trans-Pecos, Texas. *Journal Wildlife Management* 30:488-496.

Haley, J. E. 1949. Charles Goodnight: Cowman and plainsman. University Oklahoma Press, Norman, Oklahoma, USA.

Hansen, E. L. 1955. Survival of pronghorn antelope in south central Oregon during 1953 and 1954. Thesis. Oregon State College, Corvallis, Oregon, USA.

Hansen, M. C., J. D. Yoakum, W. H. Pyle, and R. G. Anthony. 2001. New strategies for pronghorn food habits studies. Pronghorn Antelope Workshop Proceedings 19:71-94.

Harthorn, A. M. 1975. The chemical capture of animals: A guide to the chemical restraint of wild and captive animals. Baillier-Tindell Publishers, London, England.

Heady, H. F. and R. D. Child. 1994. Rangeland ecology and management. Westview Press, San Francisco, California, USA.

Heady, H. F. and J. Bartolome. 1977. The Vale rangeland rehabilitation program: The desert repaired in southeastern Oregon. Resources Bulletin PNW-70. U.S. Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, Portland, Oregon, USA.

Helms, B. 1978. Antelope and energy development. Proceedings Pronghorn Antelope Workshop 8:206-215.

Hepworth, J. L. 1970. Winter wheat utilization by pronghorn antelope in northwestern Nebraska. Proceedings Pronghorn Antelope Workshop 4:6-10.

- Hepworth, W. G. 1965. Investigations of pronghorn antelope in Wyoming. Proceedings Pronghorn Antelope Workshop 1:1-12.
- Hepworth, W. G. and F. Blunt. 1966. Research findings on Wyoming antelope. Special Antelope Issue. Wyoming Wildlife 30(6):24-29.
- Hervert, J. J., L. A. Priest, W. Ballard, R. S. Henry, M. T. Brown, and S. Boe. 1997. Sonoran pronghorn population monitoring progress report. Nongame and Endangered Wildlife Program Technical Report 126. Arizona Game and Fish Department, Phoenix, Arizona, USA.
- Hervert, J. J., J. L. Bright, M. T. Brown, L. A. Priest, and R. S. Henry. 2000. Sonoran pronghorn monitoring: 1994-1998. Nongame and Endangered Species Program Technical Report 16. Arizona Game and Fish Department, Phoenix, Arizona, USA.
- Hess, M. 1988. Wildlife research: Pronghorn antelope response to a systematic removal and pronghorn antelope delineation. Nevada Department Wildlife, Reno, Nevada, USA.
- Holechek, J. L., M. V. Vavra, and R. D. Pieper. 1982. Botanical composition determination of range herbivore diets: A review. Journal Range Management 68:309-315.
- Holechek, J. L., R. D. Pieper, and C. H. Herbel. 1997. Range management: Principles and practices. Prentice-Hall, New York, New York, USA.
- Hoover, J. P. 1971. Food habits of pronghorn antelope on Pawnee National Grasslands, 1970. Thesis, Colorado State University, Fort Collins, Colorado, USA.
- Hoover, R. L., C. E. Till, and S. Ogilvie. 1959. The antelope in Colorado. Technical Bulletin 4. Colorado Department Game and Fish, Denver, Colorado, USA.
- Hornocker, M. G. 1970. An analysis of mountain lion predation upon mule deer and elk in the Idaho Primitive Area. Wildlife Monographs 21.
- Hosack, D. A., P. S. Miller, J. J. Hervert and R. C. Lacy. 2002. A population viability analysis for the endangered Sonoran pronghorn. Mammalia 66:207-229.
- Howard, V. W. Jr., J. L. Holechek, and R. D. Pieper. 1983. Roswell pronghorn study. New Mexico State University, Las Cruces, New Mexico, USA.

- Howard, V. W. Jr., J. L. Holechek, R. D. Pieper, K. Green-Hammond, M. Cardenas, and S. L. Beasom. 1990. Habitat requirements for pronghorn on rangeland impacted by livestock and net wire in east central New Mexico. Experiment Station Bulletin 750. New Mexico State University, Las Cruces, New Mexico, USA.
- Humphrey, R. R. 1950. The desert grassland. University Arizona Press, Tucson, Arizona, USA.
- International Union for Conservation of Nature and Natural Resources Council. 1987. Introductions, reintroductions, and restocking. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources Council, Gland, Switzerland.
- Jacobs, J. 1973. A microtechnique index to pronghorn diet and sagebrush digestion coefficients. Thesis. University Wyoming, Laramie, Wyoming, USA.
- Jensen, W. 1998. Aging antelope: It's all in the teeth. *North Dakota Outdoors* 61(2):16-20.
- Johnson, B. K., F. G. Lindzey, and R. J. Guenzel. 1991. Use of aerial line transect surveys to estimate pronghorn populations in Wyoming. *Wildlife Society Bulletin* 19:315-321.
- June, J. W. 1965. Water development. Proceedings Western Sage Grouse Workshop, Waldon, Colorado, USA.
- Karsky, R. Compiler. 1988. Fences. U.S. Forest Service Technical and Development Center, Missoula, Montana, USA.
- Keister, G. P. Jr., C. E. Trainer, and M. J. Willis. 1988. A self-adjusting collar for young ungulates. *Wildlife Society Bulletin* 33:16-20.
- Kerr, R. M. 1968 A discussion of the woven-wire fence antelope situation on BLM lands in New Mexico. Proceedings Antelope States Workshop 3:22-27.
- Kie, J. G., V. C. Bleich, A. L. Medina, J. D. Yoakum, and J. W. Thomas. 1994. Managing rangelands for wildlife. Pages 663-668 *in* T. A. Bookhout. Editor. Research and management techniques for wildlife and habitats. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, USA.
- Kindschy, R. R. 1996. Fences, waterholes, and other range improvements. Pages 369-381 *in* P. R. Krausman. Editor. Rangeland wildlife. Society for Range Management, Denver, Colorado, USA.

- Kindschy, R. R., C. Sundstrom, and J. D. Yoakum. 1978. Range/wildlife interrelationships—pronghorn antelope. *Antelope States Workshop Proceedings* 8:216-269.
- _____, _____ and _____. 1982. Range/wildlife habitats in managed rangelands—The Great Basin of southeastern Oregon: Pronghorn. General Technical Report PNW- 145. U.S. Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, Portland, Oregon, USA.
- Kitchen, D. W. 1974. Social behavior and ecology of the pronghorn. *Wildlife Monographs* 38.
- Kniesel, M. 1988. AUM equivalence and its use in rangeland planning. *Proceedings Pronghorn Antelope Workshop* 13:83-87.
- Koch, A. J. and J. D. Yoakum. 2002. Reintroduction and present status of pronghorn on the Carrizo Plain National Monument and surrounding areas in southern California. *Pronghorn Workshop Proceedings* 28:25-41.
- Kohlman, S. G. 2004. Population dynamics and modeling. Pages 675-704 *in* B.W. O’Gara and J.D. Yoakum. *Pronghorn: Ecology and management*. University Press Colorado, Boulder, Colorado, USA.
- Korn, M. 1990. Old values, new times. *Montana Outdoors* 212:27-29.
- Korschgen, L. J. 1980. Procedures for food habits analysis. Pages 113-127 *in* S.D. Schemnitz. Editor. *Wildlife management techniques manual*. The Wildlife Society, Washington, D.C., USA.
- Kreeger, T. J. 1996. *Handbook of wildlife chemical immobilization*. International Wildlife Veterinary Services Incorporated, Laramie, Wyoming, USA.
- Kreeger, T. J., B. Lanka, T. Smith, and T. G. Smeltzer. 1998. Anesthesia of pronghorn in an environment using carfentanil and xylazine. *Proceedings Pronghorn Antelope Workshop* 18:69-73.
- Lance, R. M., and T. M. Pojar. 1984. Diseases and parasites of pronghorn: A review. *Special Report* 57. Colorado Division Wildlife, Denver, Colorado, USA.
- Lee, R. M. 2000. Antelope survey considerations in Arizona. *Proceedings Pronghorn Antelope Workshop* 17:67-68.
- Lee, R. M., J. D. Yoakum, B. W. O’Gara, T. M. Pojar, and R. A. Ockenfels. 1998. *Pronghorn management guides*, Pronghorn Antelope Workshop, Prescott,

Arizona, USA.

Leftwich, T. J., and C. D. Simpson. 1978. The impact of domestic livestock and farming on Texas pronghorn. Pronghorn Antelope Workshop Proceedings 8:307-320.

Lehman, V. W. and J. B. Davis. 1942. Experimental wildlife management in the south Texas chaparral. P-R Quart Prog. Rep. Proj. 1-R, Unit C, Sect.1, Texas Game, Fish and Oyster Commmiss., Austin, Texas.

Leopold, A. 1933. Game management. Charles Scribner's Sons, New York, New York, USA.

Lindstedt, S. L., J. F. Hokanson, D. J. Wells, S. D. Swain, H. Hoppeler, and V. Navarro. 1991. Running energetics in the pronghorn antelope. Nature 353:748-750.

Mapston, R. D. 1968. The use of structures to facilitate antelope movement through sheep-tight fences. Thesis, University Arizona, Tucson, Arizona, USA.

_____. 1972. Guidelines for fencing on antelope ranges. Antelope States Workshop Proceedings 5:167-170.

Mapston, R. D., and R. S. Zobell. 1972. Antelope passes: Their value and use. Technical Note 6500. U.S. Bureau Land Management Service Center, Portland, Oregon, USA.

Markham, O. D., D. K. Fhalford and R. E. Autenrieth. 1980. Strontium-90 concentrations in pronghorn antelope bones near a nuclear fuel reprocessing plant. Health Physiology 38:811-816.

Martin, S. K., and K. L. Parker. 1997. Rates of growth and morphological dimensions of bottle-raised pronghorns. Journal Mammalogy 78:23-30.

Martinka, C. J. 1966. The international antelope herd. Montana Wildlife July:28-30.

_____. 1967. Mortality of northern Montana pronghorn in a severe winter. Journal Wildlife Management 31:159-164.

Mason, E. 1952. Food habits and measurements of Hart Mountain antelope. Journal Wildlife Management 16:387-389.

McCarthy, C., and J. Yoakum. 1984. An interagency approach to evaluating pronghorn transplant sites in Mono County, California. Proceedings Pronghorn Antelope

Workshop 11:134-143.

- McInnes, M. L. 1984. Ecological relationships among feral horses, cattle and pronghorn in southeastern Oregon. Dissertation, Oregon State University, Corvallis, Oregon, USA.
- McKee, J. E., and H. W. Wolf. 1963. Water quality criteria. Publication 3-4. State Water Quality Control, Sacramento, California, USA.
- McKenzie, J. V. 1970. Two "killer winters", 1964-1965, in North Dakota. Pronghorn Antelope Workshop Proceedings 4:36-40.
- _____. Editor. 1983. Trapping and translocation: Supplement to Guidelines for Management of Pronghorn Antelope. Texas Parks and Wildlife Department, Austin, Texas, USA.
- McLucas, J. 1956. Montana big game trapping and transplanting techniques and accomplishments, 1945-1956. Pittman-Robertson Federal Aid Project, Montana Department Fish, Wildlife and Parks, Helena, Montana, USA.
- McNay, M. E. 1980. Causes of low pronghorn fawn:doe ratios on the Sheldon National Wildlife Refuge, Nevada. Thesis, University Montana, Missoula, Montana, USA.
- McNay, M. E., and B. W. O'Gara. 1982. Cattle-pronghorn interactions during the fawning season in northwestern Nevada. Pages 593-606 in J.M. Peek and P.D. Dalke, Editors. Proceedings Wildlife-Livestock Relationships Symposium. Forest, Wildlife and Range Experiment Station, University Idaho, Moscow, Idaho, USA.
- Medcraft, J. R., and W. R. Clark. 1984. Impact of native herbivores on seeded shrubs on reclaimed mined land in northeastern Wyoming. Annual Meeting Society Range Management 37:33-36.
- Meeker, J. O. 1979. Interactions between pronghorn antelope and feral horses in northwestern Nevada. Thesis, University Nevada, Reno, Nevada, USA.
- Menzel, K. 1994. Nebraska pronghorn status report-1994. Pronghorn Antelope Workshop Proceedings 16:11-12.
- Menzel, K., and H. Y. Suetsugu. 1966. Re-introduction of antelope in the Sandhills of Nebraska. Antelope States Workshop Proceedings 2:50-54.
- Miller, M. W., M. A. Wild, B. J. Baker, and A. T. Tu. 1989. Snakebite in captive Rocky Mountain elk (*Cervus elaphus nelsoni*). Journal Wildlife Diseases 25:392-363.

- Miller, P. and R. Lacy. 1999. VORTEX: a stochastic simulation of the extinction process. Version 8 user's manual. International Union Conservation Nature. Species Survival Committee, Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, Minnesota, USA.
- Mitchell, G. J. 1965. Natality, mortality and related phenomena in two populations of pronghorn in Alberta. Dissertation, Washington State University, Pullman, Washington, USA.
- _____. 1967. Minimum breeding age of female antelope. *Journal Mammalogy* 48(3):489-490.
- _____. 1980. The pronghorn in Alberta. Alberta Department Lands and Forests, Fish and Wildlife Division and University Regina, Regina, Saskatchewan, Canada.
- Mitchell, G. J., and S. Smoliak. 1971. Pronghorn antelope range characteristics and food habits in Alberta. *Journal Wildlife Management* 35:238-250.
- Moody, D. S., L. Saslaw, and A. W. Alldredge. 1982. Drive trapping pronghorn antelope in south central Wyoming. *Pronghorn Antelope Workshop Proceedings* 10:225-228.
- Morrison, B. L. 1984. New Mexico state report. *Pronghorn Antelope Workshop Proceedings* 11:20-21.
- Moulton, G. E. 1986-2003. The journals of the Lewis and Clark expedition. 13 Volumes. University Nebraska Press, Lincoln, Nebraska, USA.
- Murie, O. J. 1951. The elk of North America. Stackpole Books, Harrisburg, Pennsylvania. USA.
- Murphey, R. C. 1917. Natural history observations from the Mexican portion of the Colorado Desert. *Proceedings Linnean Society, New York* 28:43-101.
- Nelson, F. W. 1925. Status of the pronghorn antelope, 1922-1924. Bulletin 1346. U.S. Department Agriculture, Washington, D.C., USA.
- Newberry, J. S. 1855. Report upon the zoology of the route. Number 2, chapter 1, pages 70-71 *in* H. L. Abbot. Reports of exploration and surveys to ascertain the most practicable and economical route for a railroad from the Mississippi River to the Pacific Ocean. U.S. Senate Executive Document 78, Volume 6. Washington, D.C., USA.

- Newman, J. L. 1966. Effects with woven wire fence with cattle guards on a free-living antelope population. *Proceedings Antelope States Workshop* 2:6-8.
- Nichol, A. A. 1942. Gathering, transplanting, and care of young antelopes. *Journal Wildlife Management* 6:281-287.
- Nichols, J. D. 1992. Capture-recapture models using marked animals to study population dynamics. *Biological Science* 42:92-102,
- Nichols, L. 1960. The history of the antelope introductions on Lanai Island, Hawaii. *Transactions Interstate Antelope Conference* 11:101-104.
- Nielson, A. E. 1962. Brief history of antelope in Idaho. *Transactions Interstate Antelope Conference* 13:64-70.
- Oakley, C. 1973. The effects of livestock fencing on antelope. *Wyoming Wildlife* 37(12):26-29.
- Oakley, C. and P. Riddle, 1974. The impact of a severe winter and fences on antelope mortality in south central Wyoming. *Pronghorn Antelope Workshop Proceedings* 6:155-173.
- Ochs, E. 2000. Handgun adds challenge to hunt. *Western Outdoor News*. August 25:19.
- Ockenfels, R. A. 1994a. Mountain lion predation on pronghorn in central Arizona. *Southwest Naturalist* 39:305-306.
- _____. 1994b. Factors affecting adult pronghorn mortality rates in central Arizona. *Wildlife Digest* 16. Arizona Game and Fish Department, Phoenix, Arizona, USA.
- Ockenfels, R. A., C. L. Dorothy, and J. D. Kirkland. 1992. Mortality and home range of pronghorn fawns in central Arizona. *Pronghorn Antelope Workshop Proceedings* 15:78-92.
- Ockenfels, R. A., A. Alexander, C. L. Dorothy Ticer, and W. K. Carrel. 1994. Home ranges, movement patterns, and habitat selection of pronghorn in central Arizona. Technical report 13. Arizona Game and Fish Department, Phoenix, Arizona, USA.
- Ockenfels, R. A., C. L. Ticer, A. Alexander, and J. A. Wennerlund. 1996. A landscape-level pronghorn habitat evaluation model for Arizona. Technical report 19. Arizona Game and Fish Department, Phoenix, Arizona, USA.

- O’Gara, B. W. 1968. A study of the reproduction cycle of the female pronghorn (*Antilocapra americana* Ord). Dissertation, University Montana, Missoula, Montana, USA.
- _____. 1969. Unique aspects of reproduction in the female pronghorn (*Antilocapra americana* Ord). *American Journal Anatomy* 125(2):217-232.
- _____. 2004a. Behavior. Pages 148-194 in B.W. O’Gara and J.D. Yoakum. *Pronghorn: Ecology and management*. University Press Colorado, Boulder, Colorado, USA.
- _____. 2004b. Reproduction. Pages 275-298 in B.W. O’Gara and J.D. Yoakum. *Pronghorn: Ecology and management*. University Press Colorado, Boulder, Colorado, USA.
- _____. 2004c. Diseases and parasites. Pages 299-336 in B.W. O’Gara and J.D. Yoakum. *Pronghorn: Ecology and management*. University Press Colorado, Boulder, Colorado, US.
- _____. 2004d. Predation. Pages 337-328 in B.W. O’Gara and J.D. Yoakum. *Pronghorn: Ecology and management*. University Press Colorado, Boulder, Colorado, USA.
- _____. 2004e. Mortality factors. Pages 379-408 in B.W. O’Gara and J.D. Yoakum. *Pronghorn: Ecology and management*. University Press Colorado, Boulder, Colorado, USA.
- O’Gara, B.W. and J.D. Yoakum. 1990. Additional capture methods and habitat suitability criteria for pronghorn translocation. *Pronghorn Antelope Workshop Proceedings* 14:51-62
- O’Gara, B.W. and J.D. Yoakum. 1992. *Pronghorn management guides*. Pronghorn Antelope Workshop. Rock Springs, Wyoming, USA
- O’Gara, B. W., C. J. Knowles, P. R. Knowles, and J. D. Yoakum. 2004. Capture, translocation and handling. Pages 705-761 in B. W. O’Gara and J. D. Yoakum. *Pronghorn: Ecology and management*. University Press Colorado, Boulder, Colorado, USA.
- O’Gara, B. W., and B. Morrison. 2004. Managing the harvest. Pages 673-704 in B.W. O’Gara and J.D. Yoakum. *Pronghorn: Ecology and management*. University Press Colorado, Boulder, Colorado, USA.
- O’Gara, B. W., and J. D. Yoakum. 2004. *Pronghorn: Ecology and management*. University Press Colorado, Boulder, Colorado, USA.

- Palmer W. L., J. M. Payne, R. G. Wingard, and J. L. George. A practical fence to reduce deer damage. *Wildlife Society Bulletin* 13(3):240-245.
- Patritch, M. J. 2005. Electric fences—shocking to livestock, benefit to wildlife. *Wyoming Wildlife* May:44.
- Payne, N. F., and F. C. Bryant. 1998. *Wildlife habitat management of forestlands, rangelands and farmlands*. Krieger Publishing Company, Malabar, Florida, USA.
- Pearson, H. A. 1969. Starvation in antelope with stomachs full of feed. Note RM 148. U.S. Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, Colorado, USA.
- Pechanec, J. F., G. Stewart, and J. P. Blaisdel. 1954. Sagebrush burning, good and bad. Revised edition. Farmers bulletin 68-3. U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C., USA.
- Pechanec, J. F., G. D. Pickford, and G. Stewart. 1937. Effects of the 1934 drought on native vegetation of the Upper Snake River Plains, Idaho. *Ecology* 18:490-505.
- Plummer, A. P., D. R. Christensen, and S. B. Monsen. 1968. Restoring big game range in Utah. Publication 68-3. Utah Fish and Game Department, Salt Lake City, Utah, USA.
- Pojar, T. M. 2000. Helicopter net-gun capture of pronghorn. *Pronghorn Antelope Workshop Proceedings* 19:69-71.
- _____. 2004. Survey methods to estimate populations. Pages 631-694 *in* B.W. O’Gara and J.D. Yoakum. *Pronghorn: Ecology and management*. University Press Colorado, Boulder, Colorado, USA.
- Pojar, T. M., and R. B. Gill. 1990. Harvest management options in a pioneering pronghorn population. *Pronghorn Workshop Proceedings* 14:112-122.
- Pojar, T. M., and R. J. Guenzel. 1998. Comparison of fixed-wing line transect and helicopter quadrant pronghorn surveys. *Pronghorn Workshop Proceedings* 18:64-68.
- Pojar, T. M., D. C. Bowden, and R. B. Gill. 1993. Aerial counting experiments to estimate pronghorn density and herd structure concurrently. *Journal Wildlife Management* 59:117-128.

- Pojar, T. M., B. Thompson, C. Wager, and P. Handyside. 2002. Pronghorn range expansion in Middle Park, Colorado. *Pronghorn Workshop Proceedings* 20:60-71.
- Popowski, B. 1959. *Hunting pronghorn antelope*. The Stackpole Company, Harrisburg, Pennsylvania, USA.
- Prenzlów, E. J., D. L. Gilbert, and F. A. Glover. 1968. Some behavior patterns of the pronghorn. Special Report 17. Colorado Department Game, Fish and Parks, Denver, Colorado, USA.
- Pusateri, F. M., C. P. Hibler, and T. M. Pojar. 1982. Oral administration of diazepam and promazine hydrochloride to immobilize pronghorn. *Journal Wildlife Diseases* 18:9-16.
- Pyle, W. H., and J. D. Yoakum. 1994. Status of pronghorn management at Hart Mountain National Antelope Refuge. *Pronghorn Antelope Workshop Proceedings* 16:23-34.
- Pyrah, D. B. 1987. American pronghorn antelope in the Yellow Water Triangle, Montana. Montana Department Fish, Wildlife and Parks, Helena, Montana, USA.
- Pyrah, D. B. 1974. Fawn bedding cover selection. Pages 3-19 *in* D. B. Pyrah and H. E. Jorgensen, Editors. *Ecology of sagebrush control*. Pittman-Robertson Project W-105- R-9. Montana Department Fish, Wildlife and Parks, Helena, Montana, USA.
- Pyshora, L. 1986. California antelope status report. *Pronghorn Antelope Workshop Proceedings* 12:8-10.
- Reeves, A. F. 1982. Trapping pronghorn at a water hole. *Pronghorn Antelope Workshop Proceedings* 10:209-224.
- Riddle, P. 1990. Wyoming antelope status report: 1990. *Pronghorn Antelope Workshop Proceedings* 14:24.
- Riddle, P. and C. Oakley. 1973. The impact of severe winters and fences on antelope mortality in south central Wyoming. *Proceedings Western Association State Fish and Game Commissioners* 53:174-188.
- Riggs, R. A., S. C. Bunting, and S. E. Daniels. 1996. Prescribed fire. Pages 295-319 *in* P. R. Krausman, Editor. *Rangeland wildlife*. Society Range Management, Denver, Colorado, USA.

- Ripley, T. H. 1980. Planning wildlife management investigations and projects. Pages 1-6 | in S.D. Schemnitz. Editor. Wildlife management techniques manual. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, USA.
- Roebuck, C. M. 1982. Comparative food habits and range use of pronghorn and cattle in the Texas Panhandle. Thesis, Texas Technical University, Lubbock, Texas, USA.
- Rouse, C. H. 1941. Notes on winter foraging habits of antelopes in Oklahoma. *Journal Mammalogy* 22:57-60.
- _____. 1954. Antelope and sheep fences: Preliminary report. U.S. Bureau Land Management, Washington, D.C., USA.
- Russ, J. 2004. Pronghorn Management Plan for F. E. Warren Air Force Base, Wyoming.
- Russell, P. 1964. Antelope in New Mexico. Bulletin 12. New Mexico Department Game and Fish, Santa Fe, New Mexico, USA.
- Salwasser, H. 1980. Pronghorn antelope population and habitat management in the northwestern Great Basin environments. Interstate Antelope Conference, Alturas, California, USA.
- Samuel, M. D., E. O. Garten, M. W. Schlegal, and R. G. Carson. 1987. Visibility bias during aerial surveys of elk in north central Idaho. *Journal Wildlife Management* 51:622- 630.
- Schwartz, C. C. 1977. Pronghorn grazing strategies on the short-grass prairies. Dissertation, Colorado State University, Fort Collins, Colorado, USA.
- Schwartz, C. C., J. G. Nagy, and S. M. Kerr. 1976. Rearing and training pronghorn for ecological studies. *Journal Wildlife Management* 40:464-468.
- Scott, M. D. 1976. Pronghorn antelope management potential of mining industry lands. *Pronghorn Antelope Workshop Proceedings* 7:135-151.
- _____. 1992. Buck-and-pole fence crossings by 4 ungulate species. *Wildlife Society Bulletin* 20:204-210.
- _____. 1994. Capturing pronghorn by net-gunning from the ground versus the air. *Pronghorn Antelope Workshop Proceedings* 16:186-197.

- Seber, G. A. F. 1982. The estimation of animal abundance and related parameter. Second edition. MacMillan Publishing Company, New York, New York, USA.
- Segerstrom, T. B. 1981. Effects of an operational coal mine on pronghorn antelope. Thesis, Montana State University, Billings, Montana, USA.
- Severson, K. E. 1966. An analysis of food and feeding habits of pronghorn antelope and domestic sheep in the Red Rock region of Wyoming. Antelope States Workshop Proceedings 2:22-23.
- Severson, K. E., M . May, and W. Hepworth. 1968. Food preferences, carrying capacities and forage competition between antelope and domestic sheep in Wyoming's Red Desert. Science Monograph 10. Agriculture Experiment Station, Laramie, Wyoming, USA.
- Sexson, M. L. 1979. Ecogeographic relations of the pronghorn (*Antilocapra americana*) in Kansas. Thesis, Fort Hayes State University, Fort Hays, Kansas, USA.
- Simpson, B. D. 1992. Behavior, home range, and habitat use of pronghorn translocations to tall grass prairie in east central Kansas. Thesis, Emporia State University, Emporia, Kansas, USA.
- Smith, A. D. 1974. Production and survival of pronghorn antelope on artificial diets with different protein levels. Antelope States Workshop Proceedings 6:74-91.
- Smith A. D., and D. M. Beale. 1980. Pronghorn antelope in Utah: Some research and observations. Publication 80-13. Utah Division Wildlife and Resources, Salt Lake City, Utah, USA.
- Smith, A. D., D. M. Beale, and D. D. Doell. 1965, Browse preferences of pronghorn antelope in southwestern Utah. Transactions North American Wildlife and Natural Resources Conference 13:136-141.
- Smith, R. H., D. J. Neff, and N. G. Woolsey. 1986. Pronghorn response to coyote control: A benefit/cost analysis. Wildlife Society Bulletin 14(3):226-231.
- Smith, T., and R. Guenzel. 2002. Motor vehicle associated mortality in an urban pronghorn herd. Pronghorn Workshop Proceedings 20:137-142.
- Sneva, F. A., and M. Vavra. 1978. Botanical composition of feces from antelope grazing the Oregon high desert. Proceedings Antelope States Workshop 8:78-93.
- Spillett, J. J. 1965. The effects of livestock fences on pronghorn movements. Thesis,

Utah State University, Logan, Utah, USA.

Spillett, J. J., and R. S. Zobell. 1967. Innovations in trapping and handling pronghorn antelope. *Journal Wildlife Management* 31:347-351.

Spillett, J. J., J. B. Low, and D. Sill. 1967. Livestock fences—how they influence pronghorn antelope movements. *Agriculture Experiment Station Bulletin* 470. Utah State University, Logan, Utah, USA.

Stelfox, J. G., and H. G. Vriend. 1977. Prairie fires and pronghorn use of cactus. *Canadian Field Naturalist* 91:282-285,

Stoddart, L. A., and A. D. Smith. 1955. *Range management*. McGraw-Hill Book Company, New York, New York, USA.

Stokes, J. D. 1952. Antelope management in California. *Proceedings Western Association State Game and Fish Commissioners* 32:99-101.

Strickland, D. 1979. Annual report of big game harvest, 1978. Pittman-Robertson Project W-27-R-3, Project Objective 1, Job I. Wyoming Department Game and Fish, Cheyenne, Wyoming, USA.

Suer, C .O. 1950. Grassland climax, fire and man. *Journal Range Management* 3:16-21.

Sundstrom, C. W. 1968. Water consumption by pronghorn antelope and distribution related to water in Wyoming's Red Desert. *Proceedings Pronghorn Antelope Workshop* 3:39-47.

_____. 1969. Some factors influencing pronghorn antelope distribution in the Red Desert of Wyoming. *Proceedings Association Fish and Game Commissioners* 49:255-264.

Sundstrom, C. W., G. Hepworth, and K. L. Diem. 1973. Abundance, distribution and food habits of the pronghorn. *Bulletin 12. Wyoming Game and Fish Commission, Cheyenne, Wyoming, USA.*

Talbot, L. M. 1976. New principles for management for wild living resources. *Western Wildlands* 3:28-32.

Tanner, G., K. Beckstrand, L. Gilbertson, C. Mortimore, and J. Himes. 2003. Nevada's pronghorn antelope. Ecology, management and conservation. *Biological bulletin No. 13. Nevada Division of Wildlife.*

- Taylor, E. R. 1972. Food habits and feeding behavior of pronghorn antelope in the Red Desert of Wyoming. *Antelope States Workshop Proceedings* 5:211-221.
- _____. 1975. Pronghorn carrying capacity of Wyoming's Red Desert. Technical Report 3. Wyoming Game and Fish Department, Cheyenne, Wyoming, USA.
- Tessman, S. A. 1985. Guidelines for evaluating developmental impacts upon wildlife in Wyoming. Pages 1-12 *in* Issues and Technology in the Management of Impacted Western Wildlife. National Symposium, Glenwood Springs, Colorado, USA.
- Thomas, G. M., and W. J. Allred. 1945. Mass trapping of mule deer. *Journal Wildlife Management* 7:407-411.
- Thompson, K. 1947. Air-herding the pronghorn. *American Forests* 53:348-349, 380-381.
- Thorne, E. T., E. S. Williams, T. R. Spraker, W. Helms, and T. Segerstrom. 1988. Bluetongue in free-ranging pronghorn antelope (*Antilocapra americana*) in Wyoming: 1976-1984. *Journal Wildlife Diseases* 24:113-119.
- Thwaites, R. G. 1969. Original journals of the Lewis and Clark expedition, 1804-1806. 8 vols. Arno Press. New York, New York, USA.
- Torbit, S. C., J. G. Nagy, and E. M. Rominger. 1984. Development of an emergency feeding system for pronghorn antelope. *Pronghorn Antelope Workshop Proceedings* 11:113-128.
- Trainer, C. E., M. J. Willis, G. P. Keister Jr., and D. P. Sheely. 1983. Fawn mortality and habitat use among pronghorn during spring and summer in southeastern Oregon, 1981-82. *Wildlife Resources Report* 12. Oregon Department Fish and Game, Portland, Oregon, USA.
- Trueblood, R. W. 1971. Statewide wildlife survey and inventory. Pittman-Robertson Job Progress Report W-130-R-2. Montana Fish and Game Department, Helena, Montana, USA.
- Tsukamoto, G. K. 1983. Pronghorn antelope species management plan. Nevada Department Wildlife, Reno, Nevada, USA.
- Tsukamoto, G. K. and W. J. Deibert. 1968. A preliminary report of Nevada pronghorn antelope food habits during August and September. *Transactions Interstate Antelope Conference* 19:10-23.

- Tucker, R. D. 1979. Pronghorn antelope fawn mortality, home range, habitat and behavior in Brewster County, Texas. Thesis, Sull Ross State University, Alpine, Texas, USA.
- Tullous, R. and W. S. Fairbanks. 2002. Distribution of pronghorn before and after development of recreational trails in Antelope Island State Park. Pronghorn Workshop Proceedings 20:25.
- Turbak, G., A. Carey, and S. Carey. 1995. Pronghorn: Portrait of the American antelope. Northland Publishing, Flagstaff, Arizona, USA.
- Udy, J. R. 1954. Effects of predator control on antelope populations. Publication 5. Utah Dept. Fish and game, salt Lake City, Utah, USA
- U. S. Bureau Land Management. 1980. Manual supplement 6630-Big game studies: Guidelines for the evaluation of pronghorn antelope habitats. U.S. Bureau Land Management, Reno, Nevada, USA.
- _____. 1985. H-1741-1 Fencing. Manual release 1-1419. U.S. Bureau Land Management, Washington, D.C., USA.
- U. S. Congress. 1973. Endangered species act. U. S. Code Vol.16, Sections 1531-1544. U. S. Govt. Print. Off. Washington, D. C.
- U. S. Fish and Wildlife Service. 1994. Final environmental impact statement: Hart Mountain National Antelope Refuge comprehensive management plan. 2 volumes. U.S. Fish and Wildlife Service, Lakeview, Oregon, USA.
- U. S. Soil Conservation Service. 1989. Wildlife habitat evaluation guides for antelope in Arizona. U.S. Soil Conservation Service, Phoenix, Arizona, USA.
- Vallentine, J. F. 1989. Range development and improvements. Third edition. Academic Press, San Diego, California, USA.
- Van Dyke, W. 1990. Oregon pronghorn status report: 1990. Pronghorn Antelope Workshop Proceedings 14:14-16.
- Vriend, H. G., and M. W. Barrett. 1978. Low pronghorn recruitment—is it an issue? Antelope States Workshop Proceedings 8:360-377.
- Wagner, F. H. 1978. Livestock grazing and the livestock industry. Pages 121-145 in H. P. Brokaw. Editor. Wildlife and America. U. S. Government Printing Office, Washington, D.C., USA.

- Wald, J., and D. Alberswerth. 1989. Our ailing public rangelands. National Wildlife Federation, Washington, D.C., USA.
- West, D. R. 1970. Effects of prolonged deep snow and cold winters on pronghorn mortality and reproduction in South Dakota. Antelope States Workshop Proceedings 4:41-49.
- Whisler, S. 1984. Seasonal adaptations of pronghorn antelope to water deprivation. Dissertation, University Wyoming, Laramie, Wyoming, USA
- White, G. C., R. M. Bartmann, L. H. Carpenter, and R. A. Garrott. 1989. Evaluation of aerial line transects for estimating mule deer densities. Journal Wildlife Management 53:625-635.
- White, R- W. 1969. Antelope winter kill, Arizona style. Proceedings western Association State Game and Fish Commissions 49:251-254.
- Wild, M. A., and M. W. Miller. 1991. Bottle-raising wild ruminants in captivity. Colorado Division Wildlife Outdoor Facts 114:1-6.
- Wild, M. A., M. W. Miller, D. L. Baker, N. T. Hobbs, R. B. Gill, and B. J. Maynard. 1994. Comparing growth rates of dam and hand-raised bighorn sheep, pronghorn and elk neonates. Journal Wildlife Management 58:340-347.
- Willis, M. J. 1988. Impacts of coyote removal on pronghorn fawn survival. Pronghorn Antelope Workshop Proceedings 13:30.
- Willis, M. J., G. P. Keister, and D. P. Sheehy. 1988. Pronghorn habitat preference in southeastern Oregon. Pronghorn Antelope Workshop Proceedings 13:92-111.
- Wilson, L. O., and D. Hannan. 1977. Guidelines and recommendations for design and modification of livestock watering developments to facilitate use by wildlife. Technical note 305. U.S. Bureau Land Management Denver Service Center, Denver, Colorado, USA.
- Wishart, W. D. 1940. A brief historic review of the pronghorn antelope in Alberta. Antelope States Workshop Proceedings 4:128-130.
- Wright, P. L., and S. A. Dow, Jr. 1962. Minimum breeding age in pronghorn antelope. Journal Wildlife Management 26:100-101.
- Yoakum, J. D. 1957. Factors affecting the mortality of pronghorn antelope in Oregon. Thesis, Oregon State College, Corvallis, Oregon, USA.

- _____. 1968, A review of the distribution and abundance of American pronghorn antelope. *Proceedings Antelope States Workshop* 3:4-14.
- _____. 1972. Antelope—vegetation relationships. *Proceedings Antelope States Workshop* 5:171-177.
- _____. 1974. Pronghorn habitat requirements. *Proceedings Antelope States Workshop* 6:16-25.
- _____. 1978. Pronghorn. Pages 103-121 *in* J. L. Schmidt and D. L. Gilbert. Editors. *Big game of North America*. Stackpole Books, Harrisburg, Pennsylvania, USA.
- _____. 1980. Habitat management guidelines for the American pronghorn antelope. Technical note 347. U.S. Bureau Land Management Service Center, Denver, Colorado, USA.
- _____. 1986. Trends in pronghorn populations: 1800-1983. *Pronghorn Antelope Workshop Proceedings* 12:77-84.
- _____. 1990. Food habits of the pronghorn. *Pronghorn Antelope Workshop Proceedings* 14:102-110.
- _____. 2002. An assessment of pronghorn and habitat conditions on Anderson Mesa, Arizona: 2001-2002. *Western Wildlife*, Verdi, Nevada, USA.
- _____. 2004a. Distribution and abundance. Pages 75-105 *in* B. W. O’Gara and J. D. Yoakum. *Pronghorn: Ecology and management*. University Press Colorado, Boulder, Colorado, USA.
- _____. 2004b. Habitat characteristics and requirements. Pages 409-446 *in* B. W. O’Gara and J. D. Yoakum. *Pronghorn: Ecology and management*. University Press Colorado, Boulder, Colorado, USA.
- _____. 2004c. Foraging ecology, diet studies and nutrient values. Pages 447-502 *in* B. W. O’Gara and J. D. Yoakum. *Pronghorn: Ecology and management*. University Press Colorado. Boulder, Colorado, USA.
- _____. 2004d. Management plans, environmental impact statements and guides. Pages 541-570 *in* B. W. O’Gara and J. D. Yoakum. *Pronghorn: Ecology and management*. University Press Colorado, Boulder, Colorado, USA.
- _____. 2004e. Habitat conservation. Pages 571-630 *in* B. W. O’Gara and J. D. Yoakum. *Pronghorn: Ecology and management*. University Press Colorado, Boulder, Colorado, USA.

- Yoakum, J. D., W. P. Dasmann, R. Sanderson, C. Nixon, and H. Crawford. 1980. Habitat Improvement techniques. Pages 329-403 *in* S. Schemnitz. Editor. Wildlife management Techniques manual. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, USA.
- Yoakum, J. D., and B. W. O’Gara. 1990. Pronghorn/livestock relationships. Transactions North American Wildlife and Natural Resource Conference 55:475-487.
- Yoakum, J. D., B. W. O’Gara, and V. W. Howard. 1996. Pronghorn on western rangelands. Pages 211-226 *in* P.R. Krausman. Editor. Rangeland wildlife. Society Range Management, Denver, Colorado, USA.
- Yoakum, J. D., H. G. Shaw, T. M. Pojar, and R. H. Barrett. 2004. Pronghorn neonates, predators and predator control. Pronghorn Workshop Proceedings 21:73-95

IV GLOSARIO

Absceso. Acumulación de pus en los tejidos.

Almiar. Montón de paja o heno al descubierto que se conserva para el resto del año.

Apacentar. Proporcionar pasto o forraje a los animales; y dicho en relación al ganado u otros animales, **pacer** es comer en los campos, prados y montes

Aprovechamiento. Aprovechar: Emplear útilmente, hacer que sea provechoso.

Carcasa. Conjunto de piezas duras, generalmente refiriéndose al esqueleto.

Cinegético/a. Arte de la caza. Lo relativo a la cacería.

Colapso, colapsar: Paralizar o disminuir.

Compilar. Allegar o reunir, en un solo cuerpo de obra, partes, extractos o materias de otros varios libros o documentos.

Concurrentes. Que concurre. Coincidir, juntarse en un lugar o tiempo diferentes personas, sucesos o cosas.

Consuntivo. De consumir. Una forma de uso de los recursos.

Cosecha. Conjunto de productos que se cosechan, que se recogen al estar maduros o aptos para su uso o aprovechamiento.

Depredación. Depredador: Animal que caza y devora piezas vivas. Anteriormente había diferencia entre el uso de “predador” y “depredador”, sin embargo, actualmente la Real Academia Española de la Lengua los tiene como sinónimos.

Desarrollo. Acción y efecto de desarrollar, por ejemplo, algún tipo de infraestructura en particular.

Elk. Uapití o wapití, especie de ciervo grande de la Norteamérica. Su nombre científico es *Cervus canadensis*.

Estatus. Posición o situación que se determina por ciertas características.

Estepa (con arbustos). Asociación vegetal de plantas xerófilas, de regiones semiáridas, generalmente de planicies abiertas.

Estrés. Situación de un individuo (o parte de él) que por exigir un rendimiento superior al

normal los pone en riesgo próximo de enfermar.

Extirpar. Arrancar, destruir radicalmente. Acabarse del todo.

Feral. Cualquier animal doméstico que escapa de sus amos y se vuelve silvestre

Gregario. Que está en compañía de otros sin distinción. Animales que viven en grupo.

Hábitat. Territorio en el que una especie o grupo de especies encuentran un complejo de condiciones de vida a las que están adaptadas, en donde vive/n.

Harém. Se aplica o viene de una costumbre musulmana, del árabe: conjunto de hembras que viven juntas con, o son de, un macho.

Hato. Conjunto de animales o de ganado mayor. Sinónimo de manada.

Herbácea. Planta que tiene poco o ningún tejido leñoso y que usualmente persisten sólo durante una estación de crecimiento.

Holístico. Del holismo. Considerar la realidad como un todo funcional.

Impronta. Marca o huella que deja una cosa en otra, por ejemplo, la que deja la madre a la(s) cría(s) cuando la(s) empieza a alimentar.

Inanición. Gran debilidad por falta de alimento.

Iteración, iterativo. Que tiene la característica de que se repite.

Lisiado. Que tiene una lesión permanente (en alguna extremidad).

Manada. Conjunto de animales que se alimentan juntos; se usa como sinónimo de hato o rebaño.

Manejar. Usar, utilizar, emplear algo o servirse adecuadamente de ello.

Manejador. El que planea y/o ejecuta el manejo, las diferentes prácticas de manejo.

Manejo. Aplicación de métodos y técnicas para la conservación y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre y su hábitat.

Miopatía. Enfermedad del músculo, enfermedad muscular.

Mitigar. Moderar, disminuir la fuerza, la intensidad o el efecto.

Modelar, modelo: Estructura lógica o matemática que se utiliza en la ciencia para dar razón, explicar o predecir cómo se comportan un conjunto de elementos o fenómenos que guardan entre sí ciertas relaciones.

Muestra. Parte o individuo que representa al resto de su grupo o clase.

Palatable. Aceptable o agradable a la sensación del gusto. De buen sabor.

Panacea. Remedio para todos los males.

Pellet. Pequeñas porciones de material aglomerado. Se puede usar para referirse a la presentación de algunos alimentos balanceados, pero también se usa para las boñigas (excremento) de los animales

Perennes. Plantas que viven más de 3 años.

Peso metabólico. El equivalente al peso corporal elevado a la potencia 0.75.

Prescribir. Ordenar, recomendar, mandar, indicar, recetar.

Postración, postrar. Derribar, echar al suelo, tender en tierra (por debilidad).

Provincia. División territorial y administrativa de algunos países, por ejemplo, para esta traducción, Canadá. Equivale a los estados.

Recental. Animales de poca edad, que no pasta aún.

Requerimiento. Lo que es necesario para conservar la vida. Generalmente se usa en referencia a las necesidades nutricionales o del hábitat.

Restricción. Restringir: Reducir o limitar (el movimiento).

Segregar. Separar, aislar, apartar.

Sucesión (vegetal). Conjunto de cosas que se siguen unas con otras.

Taller. Conjunto de colaboradores que trabajan o han trabajado sobre un tema. En la Introducción de este documento hay más referencias al Taller sobre Berrendos.

Tasa. Cantidad, medida o proporción (de aprovechamiento, reproductiva, de sobrevivencia).

Transecto. Línea y/o área al lado de ésta en la que se colectan datos y/o muestras, ya sea de la vegetación, del suelo, de los animales o sus rastros, etc.

Traslapar. Cubrir total o parcialmente algo con otra cosa.

Traslocar, traslocación. La liberación planificada al hábitat natural de ejemplares de la misma especie, que se realiza para sustituir poblaciones desaparecidas de una subespecie silvestre distinta y de la cual ya no existen ejemplares en condiciones de ser liberados.

Ungulado. Mamífero que tiene casco o pezuña.

Unidad animal. En ganado bovino, animal adulto equivalente a una vaca en gestación o mantenimiento, con un peso de 450 Kg con su cría.

Unidad de muestreo. Semejante al transecto pero de forma y tamaño variables: cuadrante, circular, etc.

Veleidoso. Veleidad: Voluntad antojadiza, deseo caprichoso. Inconstante y mudable en los actos.

Viable, viabilidad. Que puede vivir, después de cierta condición de debilidad o fragilidad. Puede aplicarse a un individuo o a una población.

Yuxtaposición. Yuxtaponer: Poner cosas juntas, situar al lado.

V. ORGANIZACIONES RELACIONADAS CON LOS BERRENDOS

(hasta 2006)

La Fundación Norteamericana para el Berrendo es una corporación no lucrativa cuya principal misión es “preservar, conservar y mejorar tanto al berrendo como a sus ecosistemas.” La Fundación intenta cumplir esta misión asegurando el futuro de los berrendos silvestres en libertad proporcionando asistencia financiera y de otro tipo para continuar con la investigación, educación del público, cooperación entre las agencias, desarrollo del hábitat, buenas prácticas de manejo, y apoyo a temas de protección en la política legislativa.

La Fundación está organizada con una Junta de Directores y Oficiales Ejecutivos seleccionados, quienes son apoyados por varios comités y un Consejo de Asesores que incluye Investigación y Educación, Coordinación entre Agencias, Manejo y Hábitat, y “Gestión y Cabildeo”. La Fundación estableció una base de operaciones y su oficina central en Wyoming (1905 CY Ave., Casper, WY, 82604). A la larga, la Fundación espera expandirse a cada estado y provincia que alberga poblaciones de berrendos residentes, así como establecer capítulos en cualquier localidad donde sea evidente el suficiente interés y apoyo local. Se pueden reunir esfuerzos de muchas partes para garantizar la realización de su lema: “Que el berrendo siempre embellezca las praderas de Norteamérica”.

La Fundación de Arizona para el Berrendo (cuyas siglas en inglés son AAF), fundada en 1992, es una organización con un solo propósito: se dedica al bienestar del berrendo. La Fundación busca activamente incrementar las poblaciones de berrendo en Arizona a través del mejoramiento y la adquisición del hábitat, la traslocación de animales a zonas de distribución histórica, y comentarios públicos sobre actividades que afectan al berrendo y su hábitat. El lema de la AAF es *Libertas ad Vagor* que significa “Libertad para correr”.

Se espera que estas guías proporcionen a los manejadores de vida silvestre datos biológicos y prácticas de manejo para apoyar una óptima producción de berrendos y calidad de hábitat desde Canadá hasta México.

Nota: En México, en octubre de 1999, se constituyó el Subcomité Técnico Consultivo para la Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable del Berrendo. Las metas de este Subcomité eran, la exclusión de las tres subespecies de la categoría “en peligro de extinción”, incrementar sus poblaciones silvestres y proponer esquemas de participación que posibiliten su aprovechamiento sustentable. No obstante, a pesar de que dicho Subcomité ya no se ha reunido, actualmente se tiene el *Plan de Acciones para la Conservación de las Especies: Berrendo* (PACE) como el documento oficial, de ámbito federal, generado por la promoción de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.

