



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE ECOLOGÍA
BIOLOGÍA AMBIENTAL

“Uso de hábitat de la manada de bisontes (*Bison bison*) de Janos-Hidalgo e identificación de sitios potenciales para la reintroducción de la especie en el noroeste de su distribución histórica en México.”

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

**MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGIA AMBIENTAL)**

PRESENTA:

BIOL. VERÓNICA SOLIS GRACIA

TUTOR PRINCIPAL: DR. RURIK H. LIST SÁNCHEZ
INSTITUTO DE ECOLOGÍA

COMITÉ TUTOR: DR. GERARDO J. CEBALLOS GONZÁLEZ
INSTITUTO DE ECOLOGÍA
DR. ENRÍQUE MARTÍNEZ MEYER
INSTITUTO DE BIOLOGÍA

MÉXICO, D.F. OCTUBRE, 2013



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE ECOLOGÍA
BIOLOGÍA AMBIENTAL

“Uso de hábitat de la manada de bisontes (*Bison bison*) de Janos-Hidalgo e identificación de sitios potenciales para la reintroducción de la especie en el noroeste de su distribución histórica en México.”

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

**MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGIA AMBIENTAL)**

PRESENTA:

BIOL. VERÓNICA SOLIS GRACIA

TUTOR PRINCIPAL: DR. RURIK H. LIST SÁNCHEZ
INSTITUTO DE ECOLOGÍA

COMITÉ TUTOR: DR. GERARDO J. CEBALLOS GONZÁLEZ
INSTITUTO DE ECOLOGÍA
DR. ENRÍQUE MARTÍNEZ MEYER
INSTITUTO DE BIOLOGÍA

MÉXICO, D.F. OCTUBRE, 2013

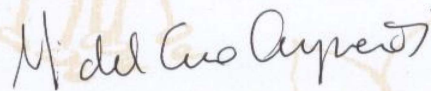
Dr. Isidro Ávila Martínez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted, que el Subcomité de Ecología y Manejo Integral de Ecosistemas, en su sesión ordinaria del día 03 de junio de 2013, aprobó el jurado para la presentación de su examen para obtener el grado de **MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS (Biología Ambiental)** de la alumna **SOLIS GRACIA VERONICA** con número de cuenta **509021256** con la tesis titulada **“USO DE HÁBITAT DE LA MANADA DE BISONTES (BISON BISON) DE JANOS-HIDALGO E IDENTIFICACIÓN DE SITIOS POTENCIALES PARA LA REINTRODUCCIÓN DE LA ESPECIE EN EL NOROESTE DE SU DISTRIBUCIÓN HISTÓRICA EN MÉXICO”**, realizada bajo la dirección del **DR. RURIK HERMANN LIST SANCHEZ**:

Presidente: DRA. JULIETA BENÍTEZ MALVIDO
Vocal: M EN C. HUGO LUNA SORIA
Secretario: DR. GERARDO JORGE CEBALLOS GONZÁLEZ
Suplente: DRA. BARBARA AYALA OROZCO
Suplente: DR. ENRIQUE MARTÍNEZ MEYER

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
“POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU”
Cd. Universitaria, D.F., a 24 de septiembre de 2013



DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
COORDINADORA DEL PROGRAMA

c.c.p. Expediente del (la) interesado (a).

Agradecimientos

Al Posgrado en Ciencias Biológicas de la UNAM.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada para poder realizar mis estudios.

A la Denver Zoological Society, al Instituto Nacional de Ecología, al J.M Kaplan Fund, a la Rufford Small Grants Foundation, y a la Wildlife Conservation Society, por el financiamiento otorgado para llevar a cabo el proyecto.

A Sandy Lanham y a Environmental Flying Services por su apoyo donando los monitoreos aéreos.

A los miembros de mi comité tutorial: Dr. Rurik List Sánchez, Dr. Enrique Martínez Meyer y Dr. Gerardo Ceballos González, por sus valiosos aportes y apoyo durante el desarrollo de este proyecto.

Agradecimientos personales

A lo largo del desarrollo de la maestría y la tesis he contado con el apoyo y ayuda de muchas personas e instituciones, sin el cual no podría haber logrado terminar esta etapa, a todos les agradezco muy sinceramente todo lo que han hecho por mí y conmigo.

Quiero agradecer a toda mi familia, y en particular a mis padres, por el apoyo incondicional, la paciencia, las palabras de aliento, el cariño y el respaldo que me brindaron durante este proceso, gracias por aguantarme hasta en los peores momentos.

Tengo enorme gratitud hacia Rurik, Paty y Erin por el “Tesis ‘boot camp’”, gracias por abrirme las puertas de su casa, su alacena y su familia, no me alcanzan las palabras para explicar lo enriquecedor y crítico que fue su apoyo para poder terminar.

A Gerardo Ceballos, Enrique Martínez y Rurik List por su conocimiento, visión, comentarios y consejos, pero también por su gran calidad humana, apoyo y comprensión.

Agradezco el apoyo brindado por Daniel Acévez, Eduardo Ponce, Octavio Roacho, Rodrigo Sierra y David Toledo en el trabajo de campo y monitoreos aéreos.

A Eric Sanderson por proporcionarnos la base de datos de bisontes de Norteamérica y a Ana Laura Nolasco, Lourdes Martínez y Paulina Arias Caballero por compartirme sus tesis e ideas.

A Sandy Lanham por su gran experiencia y destreza como piloto, así como su chispa y su visión de la conservación en México.

A todas las personas que nos abrieron sus puertas en Janos y compartieron un poco de su tiempo, conocimiento e historias. A las familias de doña Irene, Carmen y Tarín. A Alfredo Lujan, Anacleto Carvajal, Carlos Dorame, Celestino Espinoza, Cecilio Aranda, Don Chuma, Eliodoro Martínez, Lorenza Valenzuela, Esteban Márquez, Filomeno Santos, Humberto Beltrán y su esposa, Jose Dolores Bustillos, Juan de Dios Yáñez, Nancy Ramonet, Pedro Olivares, Marcial Sarellano, William Hurt y Trinidad Beltran.

A Nérida Barajas, Ed Fredrickson y Jesús Pacheco por su apoyo constante, el intercambio de ideas y las aventuras compartidas en Janos y otros lados.

A Hugo Luna por brindarme su apoyo, compartir sus valiosos conocimientos y ofrecerme un espacio dónde trabajar tranquilamente.

A las doctoras Bárbara Ayala Orozco y Julieta Benítez Malvido por sus muy valiosas correcciones y comentarios, agradezco la forma en la que enriquecieron el trabajo y me permitieron aprender y mejorar.

A la Biol. Georgina García Méndez, por el apoyo logístico brindado a lo largo de la maestría y en la realización de la tesis.

A la Dra. Karina Boege por su apoyo para llevar a cabo los trámites con el Consejo y por ayudarme a encontrar soluciones adecuadas para la situación.

A Luz María Aranda, el Dr. Armando Rodríguez y Erika Rodríguez por toda la ayuda en cuestiones administrativas y de trámites, valoro enormemente su trabajo y la amabilidad y gran eficiencia con la que lo llevan a cabo.

Al INEGI por la cartografía proporcionada y a Marina, Geli, Margarita y Laura por ser tan eficientes y amables en todas las visitas que hice a las oficinas en Querétaro.

Al USGS y la NASA por la cartografía proporcionada a través de varios de sus portales.

A mis “hermanitos”, Antares, Aslam, Daniela, Denisse y Ricardo, porque no importa qué tan esparcidos estemos por el mundo o qué tanto estemos en comunicación, su apoyo y cariño siempre me saca adelante y son una gran inspiración para mí.

A Sofía, Sheba, Usha, Karina y Cuan, por su increíble amistad y estar constantemente al pendiente de los avances, con buenos consejos y palabras de aliento, y a Tali, Alejandra y Dalia por lo mismo y por todos los hospedajes del mundo.

A mi “familia” y amigos de Peñasco: Ema, Mayra, Ángeles, Eleazar, Ana, Paloma, Zaida, Felipe, Hita, Daniel, Peggy, Rick, Iván, Abraham, Alma, América, Maro, Caro, Christian, René, Alex, Melisa, Mario, Hiram, Avril, que fueron muy importantes para que pudiera agarrar el caminito otra vez y me echaron las mejores porras.

A todos los amigos y compañeros con los que compartí aventuras en Janos y en el laboratorio, enriquecieron muchísimo la experiencia y ha sido un gusto conocerlos y compartir con ustedes el gusto y la pasión por la conservación

A Rodrigo por su cariño, amistad y confianza; por apoyarme, aguantarme y empujarme cuando era necesario; por todas las pláticas y el constante intercambio de ideas; por presentarme a Janos y a la gente del laboratorio y por todos los aprendizajes que compartimos en las buenas y en las malas.

A Amanda por la luz que pone en mi vida, por su confianza y cariño, por no dejarme distraerme o divagar, por la motivación y el cariño incondicional que me brinda; gracias por siempre estar ahí.

A Daniela Canovas, Ulises Domínguez y María Martínez, por su guía y ayuda para lograr mantener la cordura.

DEDICATORIA

Dedico esta tesis a Pablo y a Maya, que siempre me llenan de esperanza y alegría. Espero que un día de estos podamos comer juntos una rica hamburguesa de bisonte mexicano de alguna manada que paste libremente en pastizales bien conservados.

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS	I
AGRADECIMIENTOS PERSONALES	II
DEDICATORIA	IV
ÍNDICE	1
RESUMEN	3
ABSTRACT	5
I. INTRODUCCIÓN	7
1.1 Los pastizales	7
1.2 El bisonte americano	8
1.3 Papel ecológico del bisonte	10
1.4 El bisonte en México	13
1.5 Reintroducciones	15
II. OBJETIVOS	17
III. ÁREA DE ESTUDIO	18
3.1 Área general	18
3.2 Área ocupada por la manada de bisontes Janos-Hidalgo	20
IV. MÉTODOS	23
4.1 Uso de hábitat	23
4.1.1 Monitoreo aéreo	23
4.1.2 Sistemas de Información Geográfica (SIG)	23
4.1.3 Análisis	25

4.2 Áreas potenciales para la reintroducción del bisonte en el noroeste de su distribución histórica en México.	26
4.2.1 <i>Modelación de nicho ecológico</i>	26
4.2.2 <i>Insumos</i>	28
4.2.3 <i>Selección de sitios potenciales para la reintroducción de bisontes en el noroeste de su distribución histórica en México</i>	30
V. RESULTADOS	34
5.1 Uso de hábitat	34
5.1.2 <i>Monitoreo aéreo</i>	34
	35
5.1.2 <i>Análisis</i>	36
5.2 Áreas potenciales para la reintroducción del bisonte en el noroeste de su distribución histórica en México.	43
5.2.1 <i>Modelo Maxent</i>	43
5.2.2 <i>Selección de sitios potenciales para la reintroducción de bisontes en el noroeste de su distribución histórica en México</i>	45
VI. DISCUSIÓN	51
VII. CONCLUSIONES	64
VIII. LITERATURA CITADA	66

Resumen

Los pastizales son ecosistemas ampliamente distribuidos y de suma importancia para el sustento humano. Sin embargo, el uso agrícola, ganadero y el desarrollo urbano han generado gran fragmentación y estos ecosistemas son los menos protegidos a nivel mundial. La restauración de los pastizales requiere recuperar los procesos del fuego y la herbivoría por especies nativas. En el caso de los pastizales de Norte América, conocidos como praderas, el herbívoro más grande y ampliamente distribuido (desde Canadá hasta el norte de México) fue el bisonte americano (*Bison bison*), el cual estuvo al borde de la extinción durante el siglo XIX. La recuperación de la especie durante el siglo pasado generó un incremento poblacional, sin embargo, la mayoría de estos bisontes son manejados con fines comerciales y no cumplen su papel ecológico en el paisaje. En la actualidad, la recuperación del bisonte implica recuperar el papel que juega dentro del ecosistema como especie clave y las interacciones con otras especies de las praderas.

Actualmente, en México, sólo existe una manada libre que se encuentra al noroeste del estado de Chihuahua, en el municipio de Janos y en el condado de Hidalgo, al suroeste del estado de Nuevo México, Estados Unidos. Ésta es la única manada libre en el Desierto Chihuahuense, conocer su uso de hábitat nos permitirá conocer los requerimientos de los bisontes en esta región y proporcionará información para poder identificar sitios potenciales para la reintroducción del bisonte dentro de su distribución histórica en el noroeste del país.

Se llevaron a cabo 13 monitoreos aéreos de la manada Janos-Hidalgo, entre abril 2004 y septiembre 2009, para determinar su uso de hábitat. Se obtuvieron 67 registros de bisontes, observando un promedio de 96.4 ± 12 SE individuos de todas las clases de edad y ambos sexos. Se observó separación de grupos mixtos y de grupos de machos y machos

solitarios. El área total de actividad de la manada fue de 535.86 km², pero el tamaño y ubicación por años y temporadas varió. Los bisontes utilizaron el pastizal más de lo esperado, los bosques y matorrales menos de lo esperado y el resto de los tipos de vegetación en una proporción igual a la esperada ($\chi^2 = 25.85$, 11 G.L., $P < 0.01$; Bonferroni $P < 0.05$). Los registros de bisontes se encontraron a más de 2 km de carreteras y a menos de 5 km de cuerpos de agua.

La identificación de sitios potenciales para la reintroducción de bisontes en el noroeste de su distribución histórica en México se hizo utilizando modelación de nicho con el algoritmo y programa Maxent v.3.3.3k, obteniendo un mapa de distribución potencial de bisonte (AUC de entrenamiento 0.812 y de prueba 0.687) el cual se clasificó en presencia-ausencia utilizando un umbral con tasa de omisión de cero (0.246). Posteriormente, se eliminaron carreteras, zonas urbanas y cultivos con sus respectivos anillos de amortiguamiento, así como áreas a más de 5 km de cuerpos de agua. Se consideraron todos los parches de pastizal y se evaluaron de acuerdo al área total y área de pastizal natural, así como al traslape con áreas naturales protegidas y áreas de distribución del perrito llanero. Se seleccionaron los diez parches con mejor puntaje, nueve de los cuales se encuentran en Chihuahua, dentro de la Reserva de la Biosfera Janos y coinciden con la distribución del perrito llanero, y uno en Sonora, parcialmente dentro del Área Destinada Voluntariamente para la Conservación “Los Fresnos”.

Es necesario evaluar cada uno de los sitios para determinar la disponibilidad de forraje, los posibles conflictos y soluciones respecto al sector agrícola y ganadero, así como los posibles cambios en la vegetación derivados del cambio climático y su efecto en el éxito de las reintroducciones.

Abstract

Grasslands are widely distributed and highly important ecosystems for human livelihood. Nonetheless, the land uses, including croplands, cattle ranching and urban development, have caused strong fragmentation of these ecosystems, which are the least protected worldwide. Recovering grasslands requires bringing back fire and native herbivores. In North America, grasslands are known as prairies and were grazed by bison (*Bison bison*) –the biggest mammal in the continent, with the broadest historical range (from Canada to Mexico). Bison were near extinction during the 19th century, but it was numerically recovered during the 1900's, however, most bison populations are managed for meat production and do not fulfill their historic ecological role in the landscape. Nowadays, bison recovery implies restoration of bison's keystone species role, and the interaction with other prairie species.

At the present time, there is only one free ranging bison herd in Mexico, located in northwestern Chihuahua, Mexico, in the municipality of Janos, and in Hidalgo county, New Mexico, in the United States. This is the only free ranging herd in the Chihuahuan Desert, thus learning about its habitat use will allow us to know more about bison's requirements, particularly in this region, and will provide information that can be helpful for the identification of potential sites for reintroduction within its historic range in Mexico.

We carried out 13 aerial surveys of the Janos-Hidalgo herd, between April 2004 and September 2009, in order to determine the herd's habitat use. We obtained 67 bison records, with a group average of 96.4 ± 12 SE individuals. We observed all age classes and animals of both sexes, forming mixed and bull groups, as well as lonely males. The total area occupied by the herd was 535.86 km², but the size and location varied among years

and seasons. Bison used grasslands more than expected, forests and scrubland less than expected, and the other vegetation types were used in the same proportion as they were available ($\chi^2 = 25.85$, 11 G.L., $P < 0.01$; Bonferroni $P < 0.05$). Bison were found farther than 2 km from roads, and within 5 km from a water source.

In order to identify potential sites for bison reintroduction within the northwest of their historic range in Mexico, we used ecological niche modeling with Maxent v.3.3.3k, obtaining a map with bison's potential distribution (training AUC = 0.812, test AUC = 0.687), which was later classified as a presence-absence map using a threshold with zero omission rate (0.246). Afterwards, roads, urban areas and croplands, with their respective buffers, as well as areas beyond 5 km from a water source, were masked out. All grassland patches were evaluated according to the total and natural grassland area they covered, and whether they overlapped with natural protected areas and prairie dogs. We selected the ten best ranking patches as sites for potential bison reintroduction. Nine of the patches are in Chihuahua, in the Janos Biosphere Reserve and overlapped with prairie dogs, the other patch is in Sonora and contains part of the "Área Destinada Voluntariamente para la Conservación 'Los Fresnos'".

Further research is needed in order to determine forage availability in the different patches, as well as possible conflicts, and their solutions, regarding different stakeholders, mainly farmers and cattle ranchers. It is also important to consider possible vegetation changes due to climate change and how that would affect chances for bison reintroduction and success.

I. Introducción

1.1 Los pastizales

Los pastizales son ecosistemas donde los pastos, hierbas y algunos arbustos son la vegetación dominante, son mantenidos y regulados por procesos como el pastoreo, el fuego y el clima (sequías y las bajas temperaturas) (White *et al.* 2000). Los pastizales se encuentran en todos los continentes menos en Antártica y cubren aproximadamente el 40% de la superficie terrestre restante, exceptuando a Groenlandia. Se encuentran mejor representados en zonas semiáridas (donde se encuentra el 28% de los pastizales), como las praderas norteamericanas y las estepas asiáticas, también se encuentran en zonas húmedas (23%) como las sabanas tropicales y llanos venezolanos, en zonas frías (20%) como tundra y zacatonales alpinos y en zonas áridas (19%) como el desierto del Gobi (White *et al.* 2000). Los pastizales son de gran importancia para la humanidad, ya que por ser altamente productivos contribuyen a la manutención de más de 800 millones de personas (White *et al.* 2000; Gauthier *et al.* 2003; Panunzi 2008). Asimismo, son ecosistemas con alta biodiversidad y proveen una serie de servicios ambientales, como captura de carbono (aproximadamente el 34% del carbono terrestre se encuentra capturado en pastizales), regulación del clima, control y prevención de la erosión, reciclaje de nutrientes y agua, recreación y turismo (White *et al.* 2000; Gauthier *et al.* 2003). Sin embargo, los pastizales son los ecosistemas con menor protección a nivel mundial, con sólo el 7.6% de su área bajo algún régimen de protección, y la mayoría han sido fragmentados y/o transformados para la agricultura, ganadería y desarrollo urbano (White *et al.* 2000; Hoekstra *et al.* 2005).

En Norteamérica, los pastizales templados, llamados comúnmente praderas, cubren aproximadamente el 15% del área continental y comprenden uno de los ecosistemas más

amenazados y menos protegidos (Ceballos *et al.* 2005; CEC y TNC 2005). Las praderas se encuentran desde el sur de Canadá hasta el norte de México y son el único ecosistema terrestre en el continente que abarca los tres países de forma continua (CEC y TNC 2005). En estas praderas se encuentran algunas de las áreas agrícolas y pecuarias más grandes del mundo, lo que ha llevado a que sólo el 20% conserve la vegetación natural y menos del 3% se encuentra en áreas protegidas (CEC y TNC 2005).

Los principales procesos que regulan las praderas son el fuego y el pastoreo (Anderson 2006). El fuego ayuda a eliminar o controlar especies leñosas e incrementa la productividad de los pastos (Coppedge y Shaw 1998; Anderson 2006). El pastoreo acelera las tasas de mineralización de nutrientes y, al remover tejido viejo, estimula la producción de los pastos (Knapp *et al.* 1999; Reynolds *et al.* 2003; Anderson 2006). Algunos de los grandes herbívoros que evolucionaron pastoreando las praderas son los venados, berrendos, alces, wapitíes y bisontes (Anderson 2006).

1.2 El bisonte americano

El bisonte americano (*Bison bison* Linnaeus, 1758) pertenece al orden Artiodactyla, familia Bovidae, con dos subespecies; la de los bosques (*B. b. athabascae*) y la de las planicies (*B. b. bison*) (Meagher 1986). Es el mamífero terrestre más grande del continente americano y su distribución histórica abarca el área comprendida desde el Círculo Ártico hasta el norte de México y desde Óregon hasta Nueva Jersey (Sanderson *et al.* 2008) (Fig. 1). La subespecie de los bosques se distribuye desde Alaska, Estados Unidos hasta el centro de Alberta y Saskatchewan en Canadá, donde se encuentra el límite norte de la distribución de la subespecie de las planicies, la cual se extiende hasta el norte de México (Gates y Aune 2008).

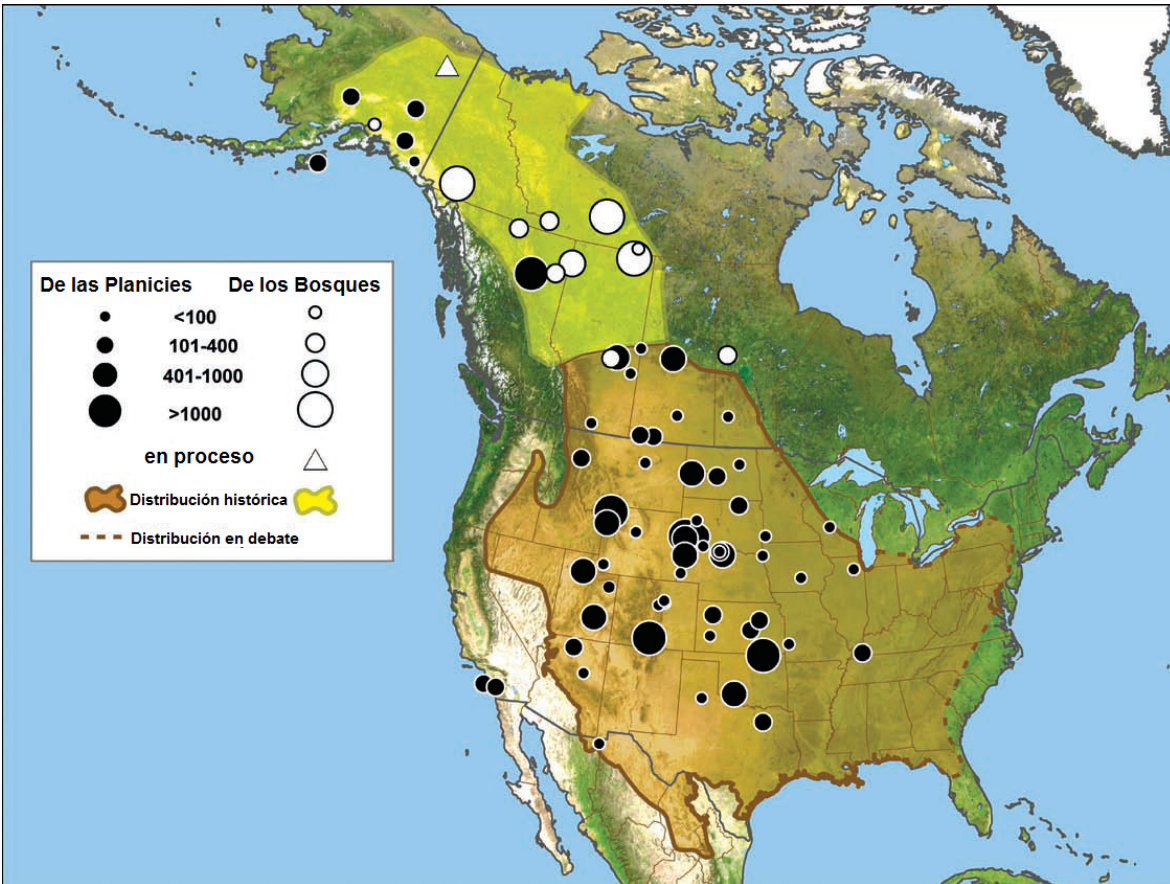


Figura 1. Mapa de la distribución histórica y actual del bisonte, tomando en cuenta sólo las manadas de conservación (62 para la subespecie de las planicies y 11 para la de los bosques). La línea discontinua hace referencia a parte de la distribución histórica que está en debate. Tomado de Gates *et al.* 2010a (basado en Stephenson *et al.* 2001 y Sanderson *et al.* 2008).

Los bisontes son animales gregarios, la composición de las manadas varía dependiendo de factores como sexo, edad, temporada, hábitat y disponibilidad de forraje (Meagher 1986). Las hembras, crías y machos jóvenes (de hasta 2 o 3 años) forman grupos mixtos a lo largo del año; los machos adultos se pueden encontrar en grupos, en pares o solitarios y se unen a los grupos mixtos durante la época de apareamiento (Meagher 1986). La composición de los grupos varía a lo largo del tiempo y la relación más estable es la de la vaca con su becerro, el tamaño de los grupos está relacionado con la composición del hábitat, formando grupos más grandes en zonas más abiertas (Van Vuren 1983).

La dieta de los bisontes varía a lo largo de su distribución, sin embargo la mayoría de los estudios en los diferentes sitios y condiciones muestran que se compone principalmente de gramíneas y juncos, incluyendo los géneros *Agropyron*, *Andropogon*, *Aristida*, *Bouteloa*, *Bromus*, *Buchloe*, *Carex*, *Chloris*, *Eleocharis*, *Elymus*, *Eriophorum*, *Festuca*, *Pleuraphis*, *Koeleria*, *Luzula*, *Muhlenbergia*, *Oryzopsis*, *Panicum*, *Paspalum*, *Poa*, *Schizachyrium*, *Sitaninon*, *Sorghastrum*, *Sorghum*, *Sporobolis*, *Sporobolus* y *Stipa*, (Martin *et al.* 1951; Peden 1976; Campbell y Hinkes 1983; Van Vuren 1984; Coppedge *et al.* 1998; Kagima 2008). También se les ha observado consumiendo algunas herbáceas como *Spheralcea cocinea* (Peden 1976) y *Trifolium* spp. (Kagima 2008), o incluso, en Arizona, arbustos como *Ephedra* spp. y *Atriplex* spp., donde se encontró una excepción a su preferencia por los pastos ya que el chamizo (*Atriplex* sp.) constituyó el 71% de su dieta (Martin *et al.* 1951). Los grupos de bisontes mixtos tienden a buscar parches con mayor calidad de forraje que los grupos de machos, los cuales se dispersan y alejan de los grupos mixtos, excepto en la temporada de apareamiento (Coppedge y Shaw 1998; Post *et al.* 2001; Kagima 2008).

1.3 Papel ecológico del bisonte

El bisonte es una especie clave de las praderas que contribuye a la heterogeneidad ambiental y diversidad biológica (Knapp *et al.* 1999). Modifica la composición de la vegetación a través del sobrepastoreo, el pastoreo selectivo y la dispersión de semillas (Peden *et al.* 1974, Van Vuren 1984). Su conducta de revolcarse en el suelo genera depresiones que retienen mayor humedad y crean hábitat para anfibios e invertebrados (Gerlanc y Kaufman 2003). La presencia del bisonte produce una distribución heterogénea de nutrientes generados por heces, orina y sus propios cadáveres, lo que favorece la

generación de parches de vegetación con distinta productividad (Knapp *et al.* 1999). Al pisotear la vegetación, acelera su descomposición y con ello la formación de suelo (Knapp *et al.* 1999, Reynolds *et al.* 2003). Derriban árboles y arbustos al rascarse, manteniendo a los pastizales como ecosistemas abiertos (Meagher 1973; Coppedge y Shaw 1997). Las áreas sobrepastoreadas por los bisontes generan parches sin vegetación que alteran los patrones naturales de fuego, incrementando la heterogeneidad del paisaje (Anderson 2006). Los bisontes incrementan la diversidad de carnívoros al ser presa de lobos (*Canis lupus*) y osos grises (*Ursus arctos*), especialmente en invierno, y sus cadáveres son una fuente importante de alimento para animales carroñeros (Gates *et al.* 2010a; Gogan *et al.* 2010).

Una función ecológica notable de los bisontes es facilitar la colonización por los perros llaneros (*Cynomys ludovicianus*) y la expansión de sus colonias en las áreas sobrepastoreadas por los bisontes, ya que los perros llaneros requieren de áreas con vegetación corta para establecerse (Knowles 1986). Los perros llaneros son también una especie clave de los pastizales que incrementa la diversidad biológica regional (Ceballos *et al.* 1999; Miller *et al.* 2000). Se ha reportado que grandes herbívoros como el bisonte e incluso el ganado bovino doméstico (*Bos taurus*) prefieren pastar en colonias de perritos de llaneros (Coppock *et al.* 1983a, 1983b, Knowles 1986, Cid *et al.* 1991, Delting, 1998).

Reducción de las poblaciones y su recuperación

Se estima que antes de la colonización de Estados Unidos había entre 10 y 60 millones de bisontes en Norteamérica (Flores 1991; Shaw 1995), abarcando aproximadamente 9.4 millones de km² (Sanderson *et al.* 2008), pero entre 1830 y 1880 la población se redujo notablemente, llegando al borde de la extinción con poco menos de 1000 individuos (Knapp *et al.* 1999; Redford y Fearn 2007; Sanderson *et al.* 2008). Esta

reducción fue consecuencia de enfermedades exóticas que llegaron con el ganado vacuno, la cacería para la obtención de pieles y como estrategia para controlar a los grupos nativos que dependían del bisonte para su subsistencia (Flores 1991; Redford y Fearn 2007; Sanderson *et al.* 2008).

En 1905, William T. Hornaday fundó la American Bison Society (ABS) con el propósito de proteger y recuperar a los bisontes, promoviendo la formación áreas naturales protegidas federales, capturando ejemplares silvestres para el Zoológico del Bronx en Nueva York (Redford y Fearn 2007). Los esfuerzos impulsados por la ABS y otras organizaciones e individuos dieron como resultado la recuperación numérica de la especie. Hoy en día hay aproximadamente 430,000 bisontes en grupos segregados distribuidos a lo largo del área que ocupaban históricamente y más allá, pero el 93% de éstos son manejados dentro de sistemas ganaderos para producción de carne y ocupan el 1% de la distribución original de la especie (Gates *et al.* 2010a), de manera que no tienen un papel ecológico significativo y, al ser seleccionados para la producción de carne o por su docilidad, pueden perder parte importante de su diversidad genética (Boyd 2003; Redford y Fearn 2007; Sanderson *et al.* 2008;). En la actualidad, hay 62 manadas de conservación de bisontes de las planicies, 54 de las cuales se encuentran dentro de la distribución histórica y sólo 6 de ellas son manadas libres, no confinadas a potreros o propiedades (Gates y Aune 2008; Gates *et al.* 2010a).

Al cumplirse los cien años de la fundación de la American Bison Society, se reunieron especialistas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés), propietarios de manadas de bisontes, agentes de gobierno y organizaciones no gubernamentales para plantear las metas y estrategias de recuperación

del bisontes en los próximos cien años (Sanderson *et al.* 2008). Como resultado de estas reuniones se consensuó una visión a gran escala para su recuperación, la cual implica proyectos y acciones locales que en conjunto tendrán impacto a lo largo de toda el área de distribución histórica:

“Durante el próximo siglo, la recuperación del bisonte americano se considerará exitosa cuando manadas numerosas se muevan libremente a lo largo del paisaje dentro de todos los principales ecosistemas que habitaba históricamente, interactuando de forma ecológicamente relevante con la mayor cantidad de especies nativas, e inspirando, manteniendo y conectando culturas humanas.”

(Sanderson, *et al.* 2008, p. 254)

Para ello, es importante no sólo promover el incremento y protección de las poblaciones de bisontes, sino también favorecer su función ecológica en el ecosistema, incluyendo las interacciones con otras especies, para lograr la recuperación de sus poblaciones, así como la restauración de su ecosistema.

1.4 El bisonte en México

La distribución histórica del bisonte en México abarca los pastizales del Desierto Chihuahuense en Sonora, Chihuahua, Coahuila, Durango y Nuevo León (Fig. 2.) (List *et al.* 2007). Actualmente, en México hay algunas manadas de bisontes dentro de Unidades de Manejo para la Conservación de la vida Silvestre (UMA), como animales de exhibición, pero sólo existe una manada silvestre, la cual se ubica en la frontera norte del país, entre Janos, Chihuahua y el condado de Hidalgo, Nuevo México, en Estados Unidos (List *et al.* 2007). Existen registros escritos que mencionan la presencia del bisonte en esta región desde mediados del siglo XVI, hasta aproximadamente los años 1820, y después aparentemente desapareció hasta los años 1930, cuando se volvió a tener registro de su

presencia, la cual probablemente se debe a reintroducciones de la manada de House Rock Ranch en Arizona, Estados Unidos (List *et al.* 2007).

A nivel internacional, la IUCN (2013) clasifica al bisonte como casi amenazado y en México como regionalmente extinto. En México, el bisonte está considerado como una especie en peligro de extinción (SEMARNAT 2010) y es una de las 30 especies prioritarias dentro del Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER) de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) para el periodo de 2007-2012. También es una especie prioritaria para la conservación de la biodiversidad en México, ya que por sus características permite optimizar esfuerzos que repercuten en la conservación de otras especies, hábitats de importancia y ecosistemas (CONABIO *et al.* 2012).

Dentro del marco del PROCER, se publicó el Programa de Acción para la Conservación de Especies (PACE): Bisonte (*Bison bison*) (CONANP 2012). Los objetivos del PACE son hacer un diagnóstico de la situación de la especie y proponer estrategias, actividades y acciones específicas para la conservación, protección y recuperación del bisonte. Este programa incluye distintos componentes sobre protección, manejo, restauración, conocimiento, cultura y gestión.

Esta tesis tiene su origen en la elaboración del PACE y el desarrollo de ambos ocurrió de forma simultánea; necesidades de información identificadas en el PACE, en el cual participó la autora de la tesis, son abordadas en el presente trabajo para generar las respuestas requeridas para avanzar en la conservación y recuperación del bisonte en México. En particular, los resultados de este proyecto servirán para ayudar a definir y conservar áreas de importancia para el bisonte y para identificar sitios potenciales para el establecimiento de nuevas poblaciones en el norte de México.

Las acciones de conservación y reintroducción de la especie en el país son parte de las estrategias a nivel local que impulsarán el restablecimiento del bisonte, y se alinean con la visión de la recuperación a gran escala a lo largo de su distribución histórica (Sanderson *et al.* 2008).

1.5 Reintroducciones

Existen especies que después de haber sido extirpadas del medio silvestre han podido regresar a sus áreas de distribución histórica gracias a la reproducción *ex situ* en zoológicos y criaderos; como el caballo de Przewalski (*Equus przewalskii*) en Mongolia (FAO 1986) y el oryx de arabia (*Oryx leucoryx*) en Omán (IUCN SSC Antelope Specialist Group 2011). El caso del bisonte de las planicies es, quizá, el más notable de la recuperación de una especie después de su colapso casi total, en el que a partir de mil individuos en el medio silvestre, en la actualidad hay alrededor de 400,000 gracias a diversos esfuerzos de reproducción y reintroducción (Redford y Fearn 2007).

La reintroducción es una técnica de restauración de especies, definida por la IUCN como “un esfuerzo por establecer una especie en un área que alguna vez fue parte de su distribución histórica, pero de la cual ha sido extirpada o se ha extinto” (IUCN 1998). La meta principal es establecer una población silvestre de alguna especie, subespecie o raza y que dicha población sea viable a largo plazo con el mínimo manejo. Los objetivos incluyen la recuperación y sobrevivencia a largo plazo de especies, el restablecimiento de especies clave, mantener y/o restaurar la biodiversidad, generar beneficios económicos a largo plazo y la creación de conciencia y conocimiento sobre la conservación ambiental (IUCN 1998). Para poder planear una reintroducción es necesario tomar en cuenta factores genéticos de la población, su biología, uso de hábitat, adaptabilidad, interacciones intra e inter específicas,

enfermedades, comportamiento, requerimientos de alimentación y resguardo y migraciones (IUCN 1998; Ehrenfeld 2000). La reintroducción no es una respuesta universal para las especies que han desaparecido del medio silvestre; para aquellas especies cuyos hábitats han desaparecido por completo, aquellas en las que las presiones que generaron su desaparición aún existen y aquellas en las que su presencia genera fuerte conflicto con los humanos, la reintroducción no es posible hasta que se solucionen dichas situaciones (Lascurain *et al.* 2009). En otros casos, como el del bisonte, la reintroducción es una estrategia de recuperación viable (Truett *et al.* 2001; Gates *et al.* 2010b).

II. Objetivos

Objetivo General:

Contribuir a la recuperación del bisonte en el noroeste de su distribución histórica en México.

Objetivos particulares:

- i. Determinar el uso de hábitat de la manada de bisontes Janos-Hidalgo.
- ii. Identificar sitios potenciales para la reintroducción de bisontes en el noroeste del área de su distribución histórica en México.

III. Área de estudio

3.1 Área general

El área de estudio cubre 111,209.177 km² (Fig. 2), se encuentra en el extremo noroeste de la ecorregión del Desierto Chihuahuense (Ricketts *et al.* 1999) en los estados de Sonora y Chihuahua, México y abarca la zona noroeste de la distribución histórica del bisonte en México (List *et al.* 2007).

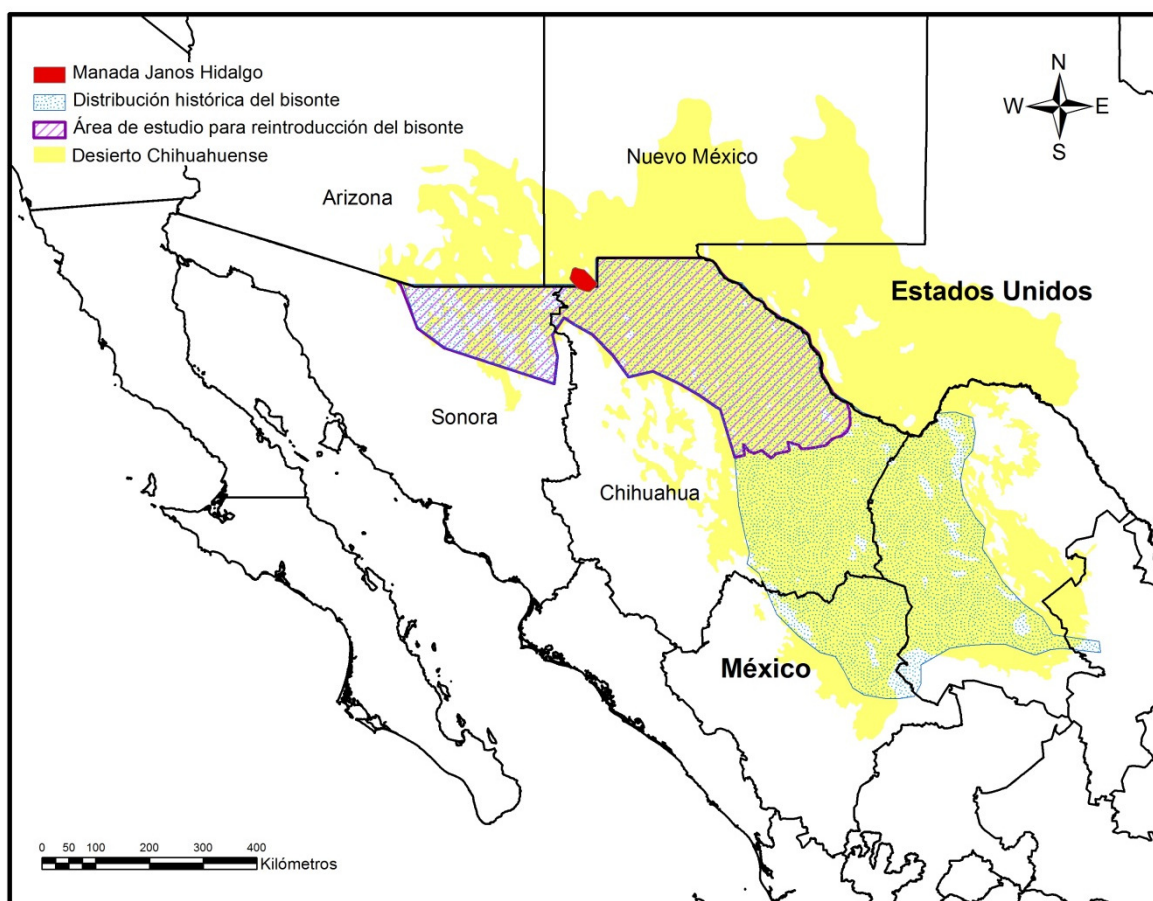


Figura 2. Mapa del área de estudio. El área punteada en azul representa la distribución histórica del bisonte en México según List *et al.* (2007). La zona con diagonales en morado es el área considerada para la identificación de sitios potenciales de reintroducción de bisonte y la zona marcada en rojo corresponde a la utilizada por la manada de bisontes Janos-Hidalgo, el área marcada en amarillo corresponde al Desierto Chihuahuense (Ricketts *et al.* 1999; WWF 2004).

La altitud va de los 1100 a los 1600 msnm y la topografía se caracteriza por llanuras áridas amplias con pendientes de 0-8%, rodeadas por colinas y montañas con pendientes de 12 a 30% (COTECOCA 1978; Ceballos *et al.* 2005).

Los climas en el área de estudio, de acuerdo a la clasificación de Köppen modificada por García (1988), son de muy áridos a semiáridos, de semicálidos a templados (temperaturas medias anuales entre 12°C y 22°C, temperatura del mes más frío entre -3°C y 18°C y temperaturas del mes más caliente menores o mayores a 22°C), con lluvias en verano o a lo largo de todo el año y el porcentaje de lluvia de invierno entre 5% y 10.2% o mayor al 18% del total anual (BWhw, BSokw, BWkw, BWk(x'), BSok(x'), BS1k(x'), BSoh(x'), BS1h(x')) (García 1998). La precipitación media anual en la zona de Chihuahua es de 125 a 400 mm y en la zona de Sonora es de 400 a 600 mm (Vidal-Zepeda 1990). Los tipos de suelo dentro del área de estudio son calcisol háplico, regosol calcárico y eutrico, leptosol, arenosol háplico, solonchak gleyico y feozem háplico (SEMARNAP 1998).

La vegetación se compone de pastizales de navajita, amacollados y halófitos, de matorral xerófilo, médanos y algunas zonas con bosques de encino y pinos (Rzedowski 1981). Los pastizales son el tipo de vegetación dominante y alcanzan una altura media de 20 a 70 cm, aunque, dependiendo de la presión por pastoreo, se mantienen más bajos. Las especies de gramíneas dominantes son las navajitas (*Bouteloa gracilis*, *B. eriopoda* y *B. curtipendula*), así como varias especies de *Aristida*, *Andropogon*, *Muhlenbergia* y *Sporobolus*, en los pastizales halófitos domina el toboso (*Pleuraphis mutica*); también son abundantes los miembros de la familia de las compuestas (Asteraceae) y entre los elementos arbustivos y subarbustivos se encuentran *Acacia* spp., *Yucca* spp. *Dasyilirion* spp., *Quercus* spp., *Ephedra trifurca*, *Opuntia imbricata*, *Prosopis glandulosa*, *Larrea*

tridentata, *Mimosa biuncifera*, *Flourenzia cernua* y *Gutierrezia sarothrae* (Rzedowski 1981; Ricketts *et al.* 1999; Ceballos *et al.* 2005; List *et al.* 2007).

La ecorregión del Desierto Chihuahuense destaca por su alta biodiversidad y endemismos; es el desierto más biodiverso en América y sobresale a nivel mundial en la diversidad de plantas adaptadas a las condiciones de aridez, reptiles y mamíferos (Ricketts *et al.* 1999; Olson *et al.* 2000). La parte correspondiente a la zona de estudio pertenece a la “Frontera Chihuahuense” (*Chihuahuan Borderlands*), una zona en la que convergen seis ecorregiones distintas (Desierto Sonorense, Desierto Chihuahuense, Sierra Madre Occidental, Montañas Rocallosas, y los pastizales y matorrales de las Grandes Planicies y la Gran Cuenca), lo cual es un factor importante para su alta biodiversidad (Curtin *et al.* 2002). Este sitio es muy importante para la conservación por contar con importantes procesos ecológicos, evolutivos y de gran escala, zonas de biota intacta y ensamblajes bien conservados de comunidades de vertebrados –incluso la posibilidad de recuperar ensamblajes de megafauna y especies clave, como lobos (*Canis lupus* y *C. l. baileyi*), jaguares (*Panthera onca*), pumas (*Puma concolor*), osos (*Ursus americanus* y *U. arctos*), bisontes, berrendos (*Antilocapra americana*) y perritos llaneros (Dinerstein *et al.* 2000; Araiza *et al.* 2012). Las principales amenazas a la región son el desmonte para el desarrollo de agricultura, el sobrepastoreo, la supresión del fuego, el crecimiento urbano, la sobreexplotación de los acuíferos y la degradación de zonas riparias (Curtin *et al.* 2002; Olson *et al.* 2000, Pieper 2005).

3.2 Área ocupada por la manada de bisontes Janos-Hidalgo

La zona utilizada por la manada de bisontes Janos-Hidalgo abarca un área de 535.86 km² y se encuentra en la esquina noroeste del estado de Chihuahua, México, en el

municipio de Janos, y en el extremo suroeste del estado de Nuevo México, EUA, en el condado de Hidalgo (Fig. 2). Comprende el Valle de la Playas, el cual se extiende entre las estribaciones de la Sierra de San Luis y las montañas de Las Ánimas en el oeste hasta las montañas Hatchet en el este y de la Mina Phelps Dodge en el norte hasta los campos de cultivo en la Colonia Menonita de Buenavista al sur (coordenadas extremas 30° 56' y 31°43' N y 108°10' y 108°40' W, y una variación en altitud de 1350-1550msnm) (List *et al.* 2007).

La vegetación dominante en la zona es el pastizal natural, pero también se encuentran áreas con bosque de encino, bosque de pino-encino, bosque de galería, chaparral, matorral desértico micrófilo, matorral desértico rosetófilo, vegetación de desiertos arenosos, vegetación de galería y vegetación halófila (Naturserve 2004; INEGI 2009a y 2009b). Los pastos más comunes en la región son *Bouteloua eriopoda*, *B. hirsuta*, *B. rothrockii*, *B. curtipendula*, *B. gracilis*, *Eragrostis intermedia*, *Muhlenbergia porteri*, *Muhlenbergia setifolia*, *Pleuraphis jamesii*, *Pleuraphis mutica* y *Sporobolus airoides*, *Sporobolus cryptandrus*, *Sporobolus flexuosus*, *Aristida* spp., *Achnatherum hymenoides*, *Hesperostipa neomexicana*, también hay elementos arbustivos como algunas especies de *Agave*, *Dasyllirion*, *Yucca*, *Opuntia*, *Larrea*, *Ephedra*, *Fallugia* y *Prosopis* (en algunas áreas el mezquite se ha vuelto dominante por el sobrepastoreo), así como algunos árboles de los géneros *Quercus* y *Juniperus* (NatureServe 2004; List *et al.* 2007).

El clima en esta zona es del tipo BSoK(x') (García 1998), las normales climáticas de 1981-2010 indican que la temperatura media anual es de 15.7°C, la temperatura mínima promedio es de 6.6°C y la temperatura máxima promedio es de 24.8°C; la temperatura

mínima promedio en invierno es de -2.6°C y la temperatura máxima promedio en verano es de 32.9°C ; la precipitación anual es de 353 mm (NOAA 2013).

La porción mexicana del área ocupada por los bisontes de la manada Janos-Hidalgo se encuentra dentro de la Reserva de la Biosfera Janos (RBJ), la primera área natural protegida en el país cuyo principal objetivo es la protección de los pastizales (Ceballos González y List 2011). Dentro de la reserva hay 383 especies de vertebrados, de los cuales 58 se encuentran bajo alguna categoría de protección, como el águila de cabeza blanca (*Haliaeetus leucocephalus*), águila real (*Aquila chrysaetos*), el aguililla real (*Buteo regalis*), el chorlito llanero (*Charadrius montanus*), el halcón pradera (*Falco mexicanus*), el tecolote llanero (*Athene cunicularia*), la tortuga del desierto (*Terrapene ornata*), serpientes de cascabel (*Crotalus atrox*, *C. scutulatus*, *C. willardi*, *C. molossus*, *C. viridi* y *C. lepidus*), la lagartija de collar (*Crotaphytus collaris*), el sapo verde (*Bufo debilis*), zorra del desierto (*Vulpes macrotis*), gato montés (*Lynx rufus*), puma (*Puma concolor*), jaguar (*Panthera onca*), tejón (*Taxidea taxus*), oso negro (*Ursus americanus*), berrendo (*Antilocapra americana*), bisonte americano (*Bison bison*), borrego cimarrón (*Ovis canadensis*), perro llanero de cola negra (*Cynomys ludovicianus*) y el puercoespín norteamericano (*Erethizon dorsatum*) (Ceballos González y List 2011; CONANP 2006). Esta región es una de las que conservan el mayor número de mamíferos grandes (>20 kg) en México y hasta el siglo pasado albergaban también al lobo (*Canis lupus* y *C.l. baileyi*) y al oso pardo (*Ursus arctos*), actualmente extirpados de México (Anderson 1972; CONANP 2006), pero es un área potencial para su reintroducción y recuperación (Dugelby *et al.* 2001; Araiza *et al.* 2012).

IV. Métodos

4.1 Uso de hábitat

4.1.1 Monitoreo aéreo

Para determinar el uso de hábitat de la manada de bisontes, en Janos-Hidalgo, primero se realizaron monitoreos aéreos entre abril 2004 y septiembre 2009 (excepto en el 2005) desde una avioneta Cessna 182, volando a 200 metros sobre el terreno y utilizando transectos paralelos separados 1.5 km en dirección norte-sur (List *et al.* 2007). Durante los vuelos, se registró la localización geográfica de los bisontes, utilizando un receptor de sistema de geo-posicionamiento global, a bordo de la aeronave (GPS MAP 296, Garmin) y se tomaron fotografías para posteriormente determinar el número y, cuando fue posible, la clase de edad de los individuos (adulto, juvenil y cría) y sexo (Fuller 1959; Meagher 1986).

En septiembre y diciembre de 2008, y en marzo y junio de 2009 se registraron también las coordenadas de cuerpos de agua.

4.1.2 Sistemas de Información Geográfica (SIG)

Para llevar a cabo el análisis de uso de hábitat, se utilizó la plataforma de ESRI ArcGIS 10.0, (Environmental Systems Research Institute). Se utilizaron insumos de cobertura vegetal del United States Geological Survey (USGS) pertenecientes al proyecto Gap Analysis Program (2010), con resolución de 30m y de la de carta de uso de suelo y vegetación escala 1:250,000 Serie IV del INEGI (2009a). Posteriormente, se homologaron las categorías de vegetación entre ambas bases de datos en base a la información de las Guías para la interpretación de cartografía de uso de suelo y vegetación escala 1:250,000 Serie III (INEGI 2009b) y Serie IV (INEGI 2012) y el documento de Landcover

Descriptions for the Southwest Regional Gap Analysis Project (NatureServe 2004), tomando en cuenta las formas de vida y especies dominantes (Cuadro 1).

Cuadro 1 Detalles sobre la homologación de la cobertura vegetal de acuerdo al Gap Analysis Project (2010) y la cartografía de uso de suelo y vegetación escala 1:250,000 Serie IV del INEGI.

GAP Analysis Project	INEGI	
	<i>Formación vegetal</i>	<i>Tipo de vegetación</i>
North American Warm Desert Bedrock Cliff and Outcrop	Sin vegetación aparente	Sin vegetación aparente
North American Warm Desert Volcanic Rockland	Sin vegetación aparente	Sin vegetación aparente
North American Warm Desert Wash	Vegetación hidrófila	Vegetación de galería (VG)
North American Warm Desert Pavement	Sin vegetación aparente	Sin vegetación aparente
Madrean Pine-Oak Forest and Woodland	Bosque de coníferas	Bosque de Pino-Encino (BPQ)
Southern Rocky Mountain Pinyon-Juniper Woodland	Bosque de coníferas	Bosque de Tásate (BJ)
Madrean Encinal	Bosque de Encino	Bosque de Encino (BQ)
Mogollon Chaparral	Bosque de Encino	Chaparral (ML)
Apacherian-Chihuahuan Mesquite Upland Scrub	Matorral xerófilo	Matorral desértico micrófilo (MDM)
Chihuahuan Succulent Desert Scrub	Matorral xerófilo	Matorral desértico rosetófilo (MDR)
Chihuahuan Creosote bush, Mixed Desert and Thorn Scrub	Matorral xerófilo	Matorral desértico micrófilo (MDM)
Chihuahuan Stabilized Coppice Dune and Sand Flat Scrub	Matorral xerófilo	Vegetación de desiertos arenosos (VD)
Apacherian-Chihuahuan Piedmont Semi-Desert Grassland and Steppe	Pastizal	Pastizal natural (PN)
North American Warm Desert Lower Montane Riparian Woodland and Shrubland	Vegetación hidrófila	Bosque de galería (BG)
North American Warm Desert Riparian Woodland and Shrubland	Vegetación hidrófila	Bosque de galería (BG)
North American Warm Desert Riparian Mesquite Bosque	Vegetación hidrófila	Vegetación de galería (VG)
Madrean Upper Montane Conifer-Oak Forest and Woodland	Bosque de coníferas	Bosque de oyamel (BA)
Madrean Pinyon-Juniper Woodland	Bosque de coníferas	Matorral de coníferas (MJ)
Chihuahuan Sandy Plains Semi-Desert Grassland	Pastizal	Pastizal Natural (PN)
Madrean Juniper Savanna	Pastizal	Pastizal Natural (PN)
Chihuahuan Mixed Salt Desert Scrub	Matorral xerófilo	Vegetación halófila (VH)
Open Water	Cuerpo de agua	Cuerpo de agua
Agriculture	Cultivos	Cultivos

Se utilizó la información del conjunto de datos vectoriales topográficos 1:50,000 de INEGI (2004) para obtener datos sobre caminos, carreteras, cuerpos de agua, zonas urbanas y localidades en México. Para Estados Unidos, la información de caminos y carreteras se obtuvo a través del National Map Viewer del USGS National Geospatial Program (2006), la información de localidades y zonas urbanas se descargó del United States Census Bureau (2010). Las carreteras incluyen las vialidades pavimentadas o de terracería con infraestructura asociada (como terraplén, obras de arte y revestimiento), los caminos son brechas, generadas normalmente por desmonte y/o tránsito continuo (INEGI 2009b). Los cuerpos de agua se localizaron utilizando la información de la base de datos generada durante los monitoreos aéreos y se corroboró la posición utilizando ortoimágenes de alta resolución (USGS 2005). Todos los insumos fueron transformados a la proyección Universal Transversal de Mercator (UTM 12) con el Datum WGS84 para su uso y posterior análisis.

Se generaron mapas de distancia euclidiana a caminos, carreteras, cuerpos de agua y zonas urbanas y se extrajeron los valores de cada variable para cada avistamiento de bisontes registrado durante los monitoreos aéreos y se calcularon las distancias mínimas, máximas, el promedio y el error estándar.

4.1.3 Análisis

Se calculó el polígono mínimo convexo (PMC) con un área de amortiguamiento de 3 km (que es la distancia aproximada que se mueve un bisonte en un día) (Lott y Minta 1983; Meagher 1986) para todas las observaciones de la manada y por separado para cada temporada (primavera, verano, otoño e invierno) y por año (2004, 2006, 2007, 2008 y 2009), así como la zona de intersección de todas las temporadas y todos los años.

El uso de hábitat de la manada de bisontes de Janos-Hidalgo, respecto a la vegetación se calculó utilizando una prueba de Chi-cuadrada (Rosco y Byars 1971; Neu *et al.* 1974; Koehler y Larntz 1980; Sprechini 2009). Con este método se compararon los valores esperados de frecuencias de observación por categoría de vegetación, de acuerdo a la proporción de hábitat disponible en el área delimitada por el PMC, contra las frecuencias observadas. En los casos en los que se rechazó la hipótesis nula, es decir, cuando las frecuencias observadas fueron estadísticamente diferentes a las esperadas ($P < 0.05$), se calcularon los intervalos de confianza de Bonferroni (familia de $\alpha = 0.05$) para determinar el uso de las categorías de acuerdo a su disponibilidad (Rosco & Byars 1971; Neu, *et al.* 1974; Byers *et al.*, 1984; Sprechini 2009).

Finalmente, se obtuvieron los valores con respecto a la distancia a caminos, carreteras, cuerpos de agua, localidades y zonas urbanas. Dichos valores fueron usados, junto con la información bibliográfica, para determinar los anillos de impacto humano en la determinación de áreas potenciales para la reintroducción (Araiza *et al.* 2012, Martínez-Meyer *et al.* 2006; Kuemmerle *et al.* 2011) (Cuadro 3).

4.2 Áreas potenciales para la reintroducción del bisonte en el noroeste de su distribución histórica en México.

4.2.1 Modelación de nicho ecológico

El modelado de nicho ecológico está fundamentado en el concepto del nicho ecológico de Hutchinson (1957), quien distinguió el *nicho fundamental* del *nicho realizado*, donde el primero se refiere al espacio n -dimensional donde la combinación de condiciones ambientales permiten supervivencia de una especie a largo plazo, y el segundo es la porción del primero de que es efectivamente ocupado por la especie y está limitado por

interacciones bióticas o barreras geográficas. Esto se puede proyectar al espacio geográfico creando modelos de distribución de especies, que se basan en correlaciones entre variables ambientales y registros geográficos de especies, y dan como resultado distribuciones potenciales. Éstas están relacionadas con el *nicho fundamental*, al incluir variables ambientales y poder predecir sitios más allá de la distribución actual pero que corresponden a las condiciones ambientales, aunque pueden incluir elementos del *nicho realizado* ya que los registros de presencia de una especie suelen darse en el espacio al que se han podido dispersar y tienen las condiciones bióticas adecuadas (Guisan y Thuiller 2005; Soberón y Peterson 2005; Phillips *et al.* 2006; Braunish *et al.* 2008; Franklin 2009).

Existen varios algoritmos para poder generar modelos de distribución de especies que se pueden basar tanto en datos de presencias y ausencias, como en sólo datos de presencia (Elith *et al.* 2006). Dado que la mayoría de los registros geográficos de especies están basados en datos únicamente de presencia y en muchas ocasiones es información limitada a pocos registros es importante contar con modelos que puedan funcionar bajo estas restricciones. Maxent es un algoritmo formalizado en un programa computacional, desarrollado por Phillips y colaboradores (2006), que estima la probabilidad de distribución bajo el principio de máxima entropía (i.e. la distribución que esté más dispersa o cercana a estar uniforme). Este algoritmo utiliza como insumos las variables ambientales de la región de estudio y los registros geográficos de presencia de la especie, y permite hacer predicciones a partir de datos de presencias a través de una formulación matemática, dando como resultado un mapa con probabilidades de presencia de la especie. Maxent ha demostrado ser un método robusto para la predicción de distribuciones potenciales a partir

de datos de sólo presencia y con tamaños de muestra pequeños (Elith *et al.* 2006, Hernández *et al.* 2006; Wisz *et al.* 2008).

4.2.2 Insumos

Los registros geográficos de presencia fueron extraídos de una base de datos proporcionada por Eric Sanderson de la Wildlife Conservation Society (WCS 2004), la cual contiene 1132 registros de manadas de bisontes desde Canadá hasta México. Sin embargo, sólo se utilizaron 25 de estos registros, dado que más del 93% de las manadas de bisontes son manejadas comercialmente (Gogan *et al.* 2010). Los 25 registros seleccionados corresponden a manadas libres, sin alimentación suplementaria, que se encuentran dentro de la distribución histórica de la especie y pertenecen a la subespecie de las planicies, buscando tener datos que reflejen los procesos naturales de selección de hábitat, con la intención de obtener un modelo más robusto.

Las variables bioclimáticas y de altitud utilizadas en el análisis se obtuvieron del proyecto WorldClim (Hijmans 2005) y la pendiente de Hydro K1 (USGS 2000) (Cuadro 2), con resolución de 30" (~ 1 km), en formato ArcInfo grid, en coordenadas geográficas, Datum WGS84.

Para el análisis, se utilizó el software Maxent v.3.3.3k (Phillips *et al.* 2006) con las variables climáticas y topográficas antes mencionadas y los 25 registros de la base de datos proporcionada por Eric Sanderson. Se utilizaron 20 puntos para entrenamiento y 5 para prueba, se usaron los valores por default para el resto de los parámetros (Phillips y Dudík 2008).

El modelo de distribución potencial obtenido con Maxent, utilizando las variables bioclimáticas y topográficas, no considera las zonas de impacto humano, ni las

coincidencias con áreas naturales protegidas u otras especies afines al bisonte, por lo que fue necesario llevar a cabo un análisis *a posteriori*. Para esto, se utilizó el conjunto vectorial de datos topográficos escala 1:50,000 del INEGI (2004), extrayendo la información sobre zonas urbanas, cultivos, carreteras, cuerpos de agua y localidades, el mapa de áreas naturales protegidas en México (CONANP 2012; CONANP 2013) y mapas de distribución conocida y potencial del perrito llanero (*Cynomys ludovicianus*) (Ceballos-González *et al.* 2006; Ceballos *et al.* 2010; CONABIO 2010). Se eligió al perrito llanero ya que está documentado que hay una interacción positiva entre ambas especies, donde los bisontes prefieren zonas en las colonias de los perritos -dada la mejor calidad de forraje en esos sitios- y que los perritos se benefician de la vegetación corta característica de sitios sobrepastoreados por bisontes (Coppock *et al.* 1983b; Knowles 1986; Krueger 1986; Chipault y Detling 2013). Ambas son consideradas especies clave de los pastizales (Coppock *et al.* 1983a; Cid *et al.* 1991; Ceballos *et al.* 1999; Knapp *et al.* 1999; Miller *et al.* 2000), por lo que aquellas zonas donde se puedan encontrar ambas especies son de alta importancia para la conservación y recuperación de este ecosistema.

Todos los insumos fueron transformados a la proyección Universal Transversal de Mercator con el Datum WGS84 y convertidos a formato raster para su uso y posterior análisis.

Cuadro 2. Variables ambientales y topográficas utilizadas para el modelo de distribución potencial del bisonte, provenientes del Proyecto WorldClim (Hijmans *et al.* 2005) e Hydro K1 (USGS 2000).

CLAVE	VARIABLE AMBIENTAL	CLAVE	VARIABLE AMBIENTAL
BIO 1	Temperatura media anual	BIO 12	Precipitación anual
BIO 2	Variación de la temperatura media diaria	BIO 13	Precipitación del mes más húmedo
BIO 3	Isotermalidad	BIO 14	Precipitación del mes más seco
BIO 4	Estacionalidad de la temperatura	BIO 15	Estacionalidad de la precipitación
BIO 5	Temperatura máxima del mes más caliente	BIO 16	Precipitación del trimestre más húmedo
BIO 6	Temperatura mínima del mes más frío	BIO 17	Precipitación del trimestre más seco
BIO 7	Variación de la temperatura anual	BIO 18	Precipitación del trimestre más caliente
BIO 8	Temperatura media del trimestre más húmedo	BIO 19	Precipitación del trimestre más frío
BIO 9	Temperatura media del trimestre más seco	ALT	Altitud
BIO 10	Temperatura media del trimestre más caliente	Slope	Pendiente
BIO 11	Temperatura media del trimestre más frío		

4.2.3 Selección de sitios potenciales para la reintroducción de bisontes en el noroeste de su distribución histórica en México

El modelo de distribución potencial obtenido con Maxent genera resultados en forma de probabilidades de presencia, pero, para efectos de interpretación en el presente estudio, se transformaron los resultados a valores categóricos, definiendo áreas de presencia y ausencia. Para esto se utilizó un umbral con un error de omisión de cero, tanto para los datos de entrenamiento como de comprobación (Philips *et al.* 2006; Hernández *et al.* 2006; Pearson *et al.* 2007). Con los resultados del modelo de Maxent se produjo un mapa de probabilidad de presencia y con base en el umbral elegido se generó un mapa de presencia-ausencia en ArcGIS 10.0 (ESRI), el cual fue utilizado como base para el análisis *a posteriori*. Para evaluar el modelo, se utilizaron 76 registros geográficos de presencia de bisontes dentro del área comprendida en el modelo entre los años de 1950-2013, obtenidos de colecciones en los portales de Global Biodiversity Information Facility (GBIF) y Mammal Networked Information System (MaNIS). Se calculó el porcentaje de registros

que fueron predichos por el modelo ajustado de acuerdo al umbral elegido para determinar presencia-ausencia.

Se utilizaron los mapas de zonas urbanas, zonas de cultivo y carreteras y la información obtenida del análisis de uso de hábitat de la manada de bisontes Janos-Hidalgo, para generar áreas de amortiguamiento con anillos concéntricos (Cuadro 3) de acuerdo al impacto de cada tipo de infraestructura (Fuller 1960; Fortin y Andruskiw 2003; Fortin *et al.* 2003; Jiang *et al.* 2008; Araiza *et al.* 2012) y se utilizaron como máscaras para eliminar esas zonas de las áreas predichas con el modelo Maxent (Martinez-Meyer *et al.* 2006; Kuemmerle *et al.* 2011).

Cuadro 3. Tamaño de las áreas de amortiguamiento como anillos concéntricos alrededor de áreas de cultivo, zonas urbanas y carreteras.

Zonas Urbanas		Áreas de cultivo		Carreteras	
Población	Tamaño del anillo (m)	Área (km ²)	Tamaño del anillo (m)	Tipo de carretera	Tamaño del anillo (m)
0-50	250	0-5	0	Terracería	500
50-250	500	5-10	100	Pavimentada de dos carriles	1000
250-500	1000	10-25	250	Pavimentada de cuatro carriles	2000
500-2,500	1500	25-50	500		
2,500-7,500	2000	50-100	750		
7,500-15,000	2500	>100	1000		
15,000-25,000	3000				
25,000-50,000	3500				
50,000-150,000	4000				
150,000-250,000	4500				
250,000-500,000	5000				
500,000-1,000,000	6000				

Una vez eliminadas las zonas de impacto humano, se seleccionaron los sitios dentro del área predicha por el modelo de Maxent que contaban con pastizal (ya fuera pastizal natural, pastizal halófilo o pastizal natural con vegetación secundaria arbustiva), y se eliminaron los otros tipos de vegetación. A continuación, se utilizó el programa Patch Grid

extension for ArcMap v.5.1.0.7 © Queen's Printer 2012 (Rempel *et al.* 2012) para generar parches de cada tipo de pastizal, así como parches mixtos –que incluían uno o más tipos de pastizales en un continuo espacial- usando como criterio de agrupamiento los 8 vecinos. Posteriormente, se calculó el área de los parches y se clasificaron, de acuerdo a su tamaño, en muy chicos ($< 10 \text{ km}^2$), chicos ($10\text{-}20 \text{ km}^2$), medianos ($20\text{-}200 \text{ km}^2$), grandes ($200\text{-}2000 \text{ km}^2$) y muy grandes ($>2000 \text{ km}^2$) (Sanderson *et al.* 2008). Para los parches mayores a 10 km^2 , se calcularon el tamaño promedio de los parches (MPS) y su desviación estándar (PSSD), el promedio del índice de forma (MSI) y el promedio del índice de forma ponderado por el área (AWMSI), así como el promedio de la distancia al vecino más cercano (MNN) (McGarigal y Marks 1995), tomando en cuenta las distintas clases de pastizal, los parches mixtos y los seleccionados como sitios potenciales para la reintroducción del bisonte.

Se identificaron los parches que se encuentran dentro de alguna área natural protegida (ANP) y/o que corresponden con las áreas de distribución conocida y/o potencial del perrito llanero (*Cynomys ludovicianus*). Los sitios dentro de ANP corresponden al criterio de un contexto político y legal favorecedor para la conservación del bisonte, y los sitios en áreas de perritos llaneros al criterio de coincidencia con otras especies de vertebrados importantes para el ecosistema, de acuerdo al cuadro de puntuación de Sanderson *et al.* (2008) para evaluar la contribución a la recuperación ecológica de las manadas de bisontes en Norteamérica.

Para elegir los sitios potenciales para la reintroducción del bisonte se evaluaron los parches de pastizal asignando un puntaje de 1-3 de acuerdo a su tamaño, el cual fue ponderado de acuerdo al porcentaje de pastizal natural de cada parche, y se asignaron

valores de cero y uno para evaluar la correspondencia con ANP y sitios de perritos llaneros (Cuadro 4). La puntuación final de cada parche se calculó sumando estos valores; obteniendo puntajes entre 1 y 5. Se eligieron los diez parches con el mejor puntaje como los sitios potenciales para la reintroducción del bisonte (Araiza *et al.* 2012; Martínez-Meyer *et al.* 2006; Sanderson *et al.* 2008). En los casos en los que fue posible se determinó la tenencia de tierra de los sitios potenciales para la reintroducción del bisonte (CONANP 2006).

Cuadro 4. Parámetros y puntaje para selección de sitios para la reintroducción del bisonte en el noroeste de su distribución histórica en México. *El puntaje se obtiene de multiplicar el tamaño del parche por el porcentaje del parche que es pastizal natural y se le suma el valor correspondiente a coincidencia con ANP y perritos llanero. **Área del tamaño del parche definida en base a Sanderson *et al.* (2008).

Parámetro	Puntaje*			
	0	1	2	3
Área total del parche**	Muy Chico (< 10km ²)	Chico (10-20 km ²)	Mediano (20-200 km ²)	Grande (200-2000 km ²)
Coincidencia con ANP	No	Si	---	---
Coincidencia con perritos llaneros	No	Si	---	---

V. Resultados

5.1 Uso de hábitat

5.1.2 Monitoreo aéreo

Se llevaron a cabo 13 sobrevuelos entre abril 2004 y septiembre 2009, con un total de 39 horas de vuelo cubriendo 3900 km de transectos. Durante los sobrevuelos, se registraron bisontes en 67 ocasiones (Cuadro 5). Se eliminó uno de los registros de la base de datos ya que pertenecía al de un bisonte que vive entre un grupo de ganado.

El promedio de grupos observados por vuelo fue de 5.1 ± 0.9 SE y el promedio de bisontes observados fue de 96.4 ± 12 SE individuos, encontrando individuos de ambos sexos y de todas las clases de edad. En algunos casos no fue posible distinguir la clase de edad de los individuos, por lo que se les clasificó como indefinidos. En la mayoría de los casos no se pudo determinar el sexo utilizando las fotografías, por lo que no se clasificó a los individuos por sexo.

Se observaron crías en el 2008 y 2009 (Fig. 3), y en todos los años se encontraron grupos mixtos, así como grupos de machos y machos solitarios. De todas las observaciones, el 54% fueron de grupos de menos de 10 individuos y el 12% fue de individuos solitarios. Sólo se pudieron identificar las clases de edades del 30.3% de los individuos y del 39.4% de los grupos observados (entre 1 y 16 individuos), de los cuales el 76.9% fueron individuos o grupos de 1 a 8 adultos, el 15.4% fueron grupos de adultos y juveniles y el 7.7% fueron grupos de adultos, juveniles y crías. Hubo dos grupos con crías en los que se pudieron clasificar todos los individuos, uno en mayo de 2008 y otro en junio de 2009, con proporciones de adultos, juveniles y crías de 4:1:2 y 9:1:6 respectivamente.

Cuadro 5 Registros de bisontes de la manada Janos-Hidalgo durante los monitoreos aéreos. * Individuos que no se pudieron clasificar de acuerdo a su edad.

Fecha	Registros	# individuos	Adultos	Juveniles	Crías	Indefinidos*
2004 Abril	12	157	18	2	0	137
2006 Febrero	7	138	29	9	0	100
2006 Septiembre	4	108	42	28	0	36
2006 Noviembre	1	108	0	0	0	108
2007 Febrero	3	18	9	3	0	6
2007 Marzo	9	101	20	0	0	81
2008 Marzo	1	86	0	0	0	86
2008 Mayo	8	124	55	11	9	49
2008 Septiembre	3	4	3	1	0	0
2008 Diciembre	7	116	32	4	0	80
2009 Marzo	4	68	49	8	0	11
2009 Junio	4	82	13	5	9	55
2009 Septiembre	3	143	12	4	3	124
<i>Total general</i>	<i>66</i>	<i>1253</i>	<i>282</i>	<i>75</i>	<i>21</i>	<i>873</i>



Figura 3 Grupo de bisontes de la manada Janos-Hidalgo observado en junio de 2009, se pueden distinguir 5 crías, por su tamaño y pelaje rojizo durante el primer año de vida. Fotografía: Verónica Solís.

5.1.2 Análisis

El tamaño del polígono mínimo convexo ocupado por la manada, más el anillo de amortiguamiento de 3 km, fue de 844.5 km², el cual estuvo compuesto por los siguientes tipos de vegetación de acuerdo a la homologación de los datos del GAP Analysis Program (2010) con el Uso de Suelo y Vegetación Serie IV (INEGI 2009a) (Fig. 4, Cuadro 6): bosque de pino-encino (0.1%), vegetación de galería (0.1%), bosque de galería (0.3%), chaparral (0.3%), sin vegetación aparente (0.6%), vegetación halófila (1%), matorral de coníferas (1.4%), vegetación de desiertos arenosos (4.7%), bosque de encino (6.1%), matorral desértico micrófilo (11.5%) y pastizal natural (73.8%).

Los resultados de la prueba de chi-cuadrada y los intervalos de confianza de Bonferroni ($\chi^2 = 25.85$, 11 G.L., $P < 0.01$; Bonferroni $P < 0.05$) indican que los bisontes utilizan el pastizal natural más de lo esperado; el chaparral, la vegetación de galería y de desiertos arenosos y las zonas sin vegetación aparente, igual a lo esperado; y los bosques de encino, galería y pino-encino, los matorrales de coníferas y desértico micrófilo, y la vegetación halófila, menos de lo esperado (Cuadro 6).

Cuadro 6 Prueba de Chi cuadrada e intervalos de confianza Bonferroni para determinar el uso de hábitat de la manada de bisontes Janos-Hidalgo. Obs.: observados; esp.: esperados. * Si la proporción de bisontes esperados es menor al límite inferior del intervalo de confianza, entonces hay un uso mayor al esperado; si es mayor al límite superior, el uso es menor al esperado; y si se encuentra dentro de los límites, el uso es igual al esperado.

Vegetación	Proporción del área total	Bisontes obs.	Bisontes esp.	Proporción de bisontes esperados	Intervalo de confianza ($\alpha = 0.05$)		Selección
					Límite inferior	Límite superior	
Pastizal Natural	0.738	58	47.949	0.892	0.782	1.002	obs > esp
Matorral desértico micrófilo	0.115	2	7.483	0.031	-0.030	0.092	obs < esp
Bosque de encino	0.061	1	3.943	0.015	-0.028	0.059	obs < esp
Vegetación de desiertos arenosos	0.047	1	3.083	0.015	-0.028	0.059	obs = esp
Matorral de coníferas	0.014	0	0.898	0.000	0.000	0.000	obs < esp
Vegetación halófila	0.010	0	0.669	0.000	0.000	0.000	obs < esp
Sin vegetación aparente	0.006	1	0.406	0.015	-0.028	0.059	obs = esp
Chaparral	0.003	1	0.196	0.015	-0.028	0.059	obs = esp
Bosque de galería	0.003	0	0.169	0.000	0.000	0.000	obs < esp
Bosque de pino-encino	0.001	0	0.092	0.000	0.000	0.000	obs < esp
Vegetación de galería	0.001	1	0.083	0.015	-0.028	0.059	obs = esp
Matorral desértico rosetófilo	0.000	0	0.029	0.000	0.000	0.000	obs = esp

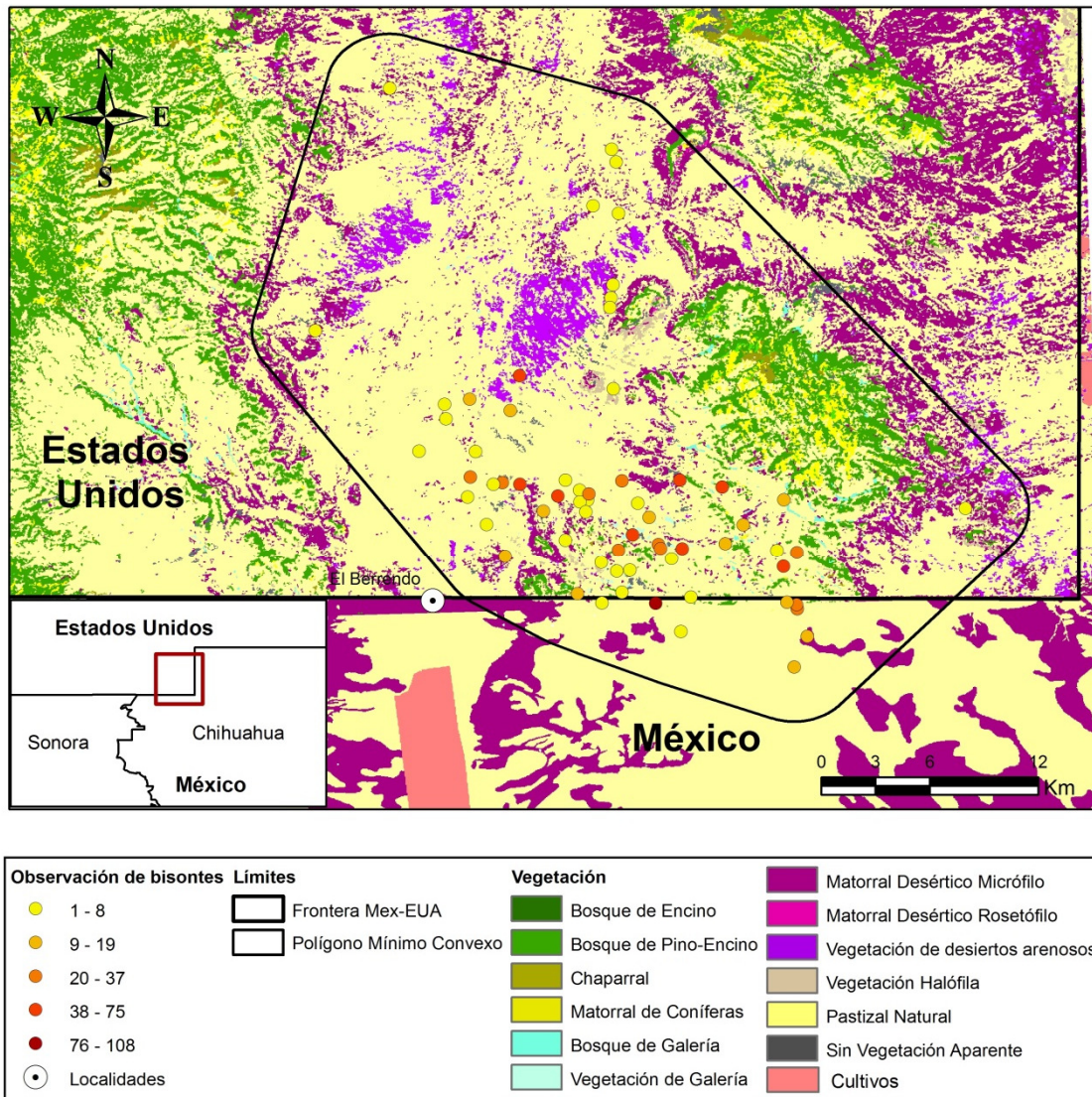


Figura 4. Mapa de uso de hábitat de la manada de bisontes Janos-Hidalgo. Los bisontes usan el pastizal más de lo esperado y los demás tipos de vegetación igual o menos de lo esperado ($\chi^2 = 25.85$, 11 G.L., $P < 0.01$; Bonferroni $P < 0.05$). Se observan los puntos en donde se ubicaron a los bisontes y se muestra el polígono mínimo convexo, con un anillo de amortiguamiento de 3 km, para la manada de 2004 a 2009. La clasificación de la vegetación es una modificación de la generada por el Gap Analysis Program (2010), homologada con las categorías de carta de uso de suelo y vegetación escala 1:250,000 Serie IV del INEGI (2009a).

Los tamaños de los polígonos mínimos convexos por temporada en todos los años fueron: primavera 213.9 km², verano 52.5 km², otoño 202 km² e invierno 192.7 km²; el área del polígono en el que se intersectan los polígonos de todas las temporadas fue de 46 km² (Fig. 5). El área promedio usada por temporada fue de 75.2 ± 51.3 km² SE (n = 3) para la

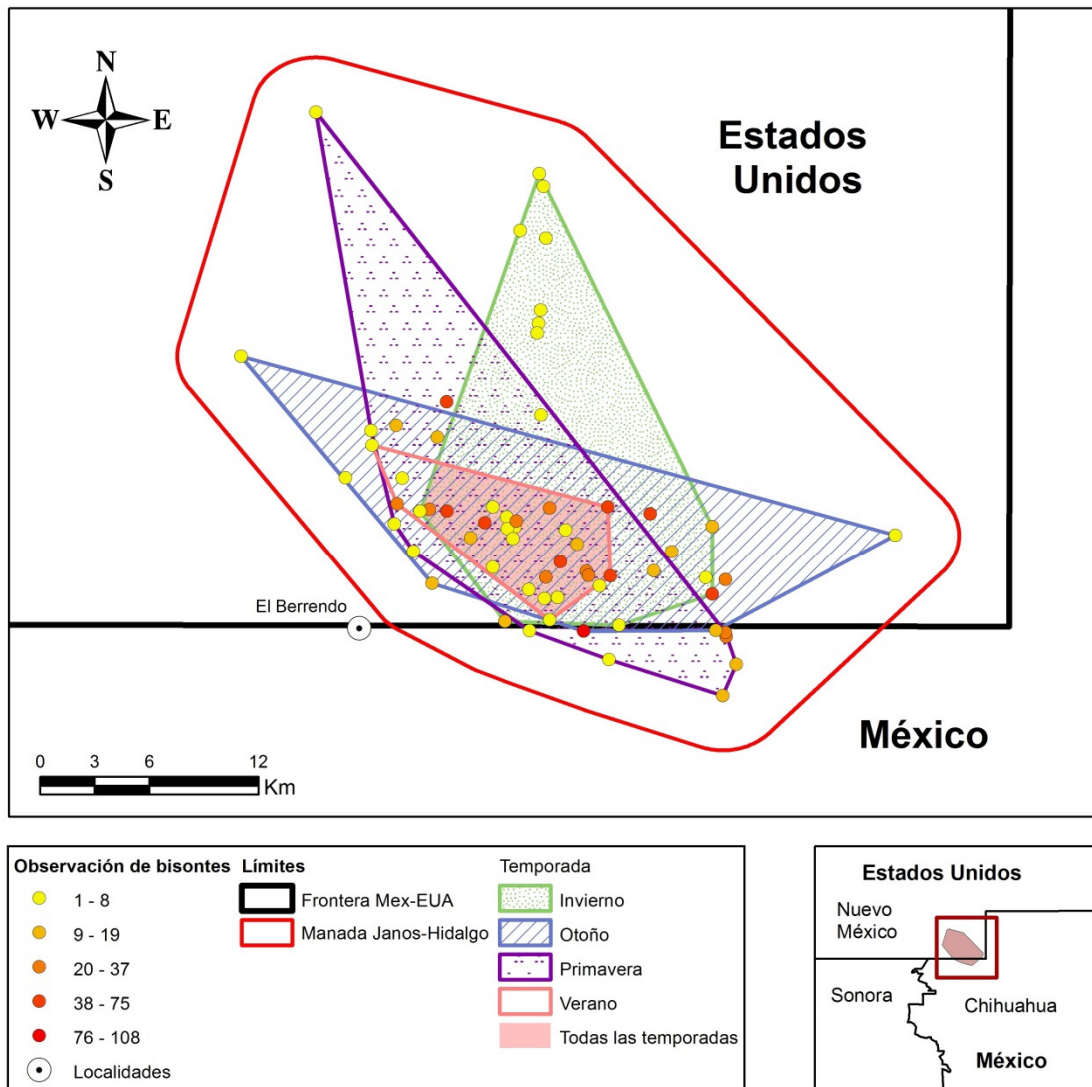


Figura 5. Mapa de polígonos mínimos convexos de las zonas ocupadas por los bisontes de la manada Janos-Hidalgo por temporadas de 2004 a 2009. Se observan los puntos en donde se ubicaron a los bisontes y se muestra el área donde se intersectan los polígonos de las cuatro temporadas, que corresponde al área usada en todas las temporadas.

primavera, de $9.8 \pm 6.4 \text{ km}^2 \text{ SE}$ ($n = 2$) para el verano, de $83.5 \pm 53.8 \text{ km}^2 \text{ SE}$ ($n = 2$) para el otoño y de $19 \pm 8 \text{ km}^2 \text{ SE}$ ($n = 4$) para el invierno (Fig. 7). Los tamaños de los polígonos mínimos convexos por año fueron: 200.3 km^2 en 2004, 62.7 km^2 en 2006, 136.3 km^2 en 2007, 203.4 km^2 en 2008 y 65.8 km^2 en 2009 (Fig. 6 y 8); el área del polígono en el que intersectan los polígonos de todos los años fue de 21.3 km^2 y el área promedio de todos los años fue de $133.7 \pm 27.6 \text{ km}^2 \text{ SE}$.

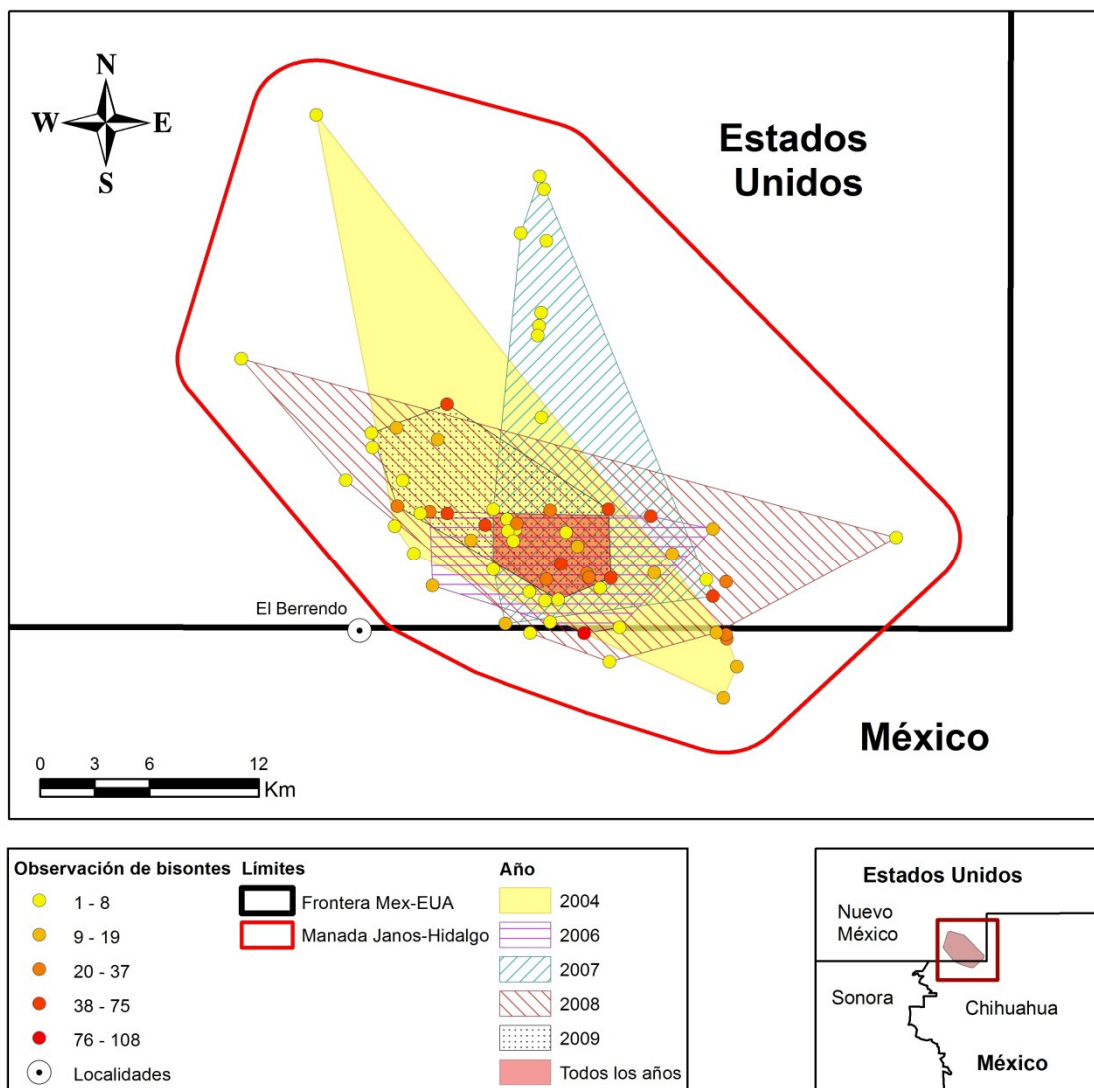


Figura 6. Mapa de polígonos mínimos convexos de las zonas ocupadas por los bisontes de la manada Janos-Hidalgo por año de 2004 a 2009. Se observan los puntos en donde se ubicaron a los bisontes y se muestra el área donde se intersectan los polígonos de los cinco años, que corresponde al área usada en todos los años.

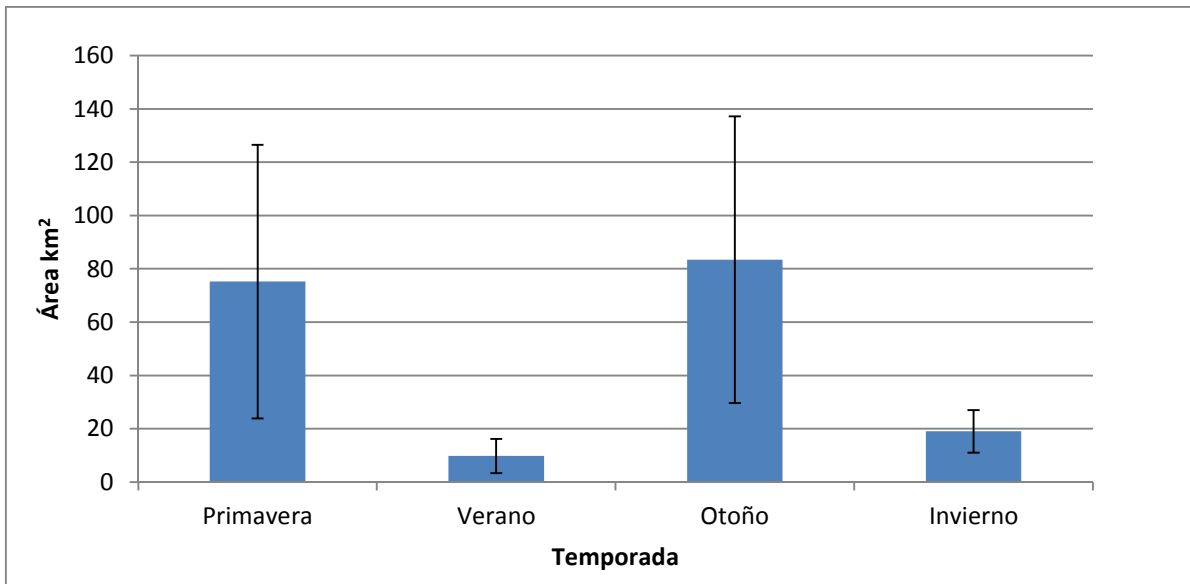


Figura 7. Tamaños promedio del área ocupada por los bisontes de la manada Janos-Hidalgo en las distintas temporadas entre 2004 y 2009. Barras de error estándar.

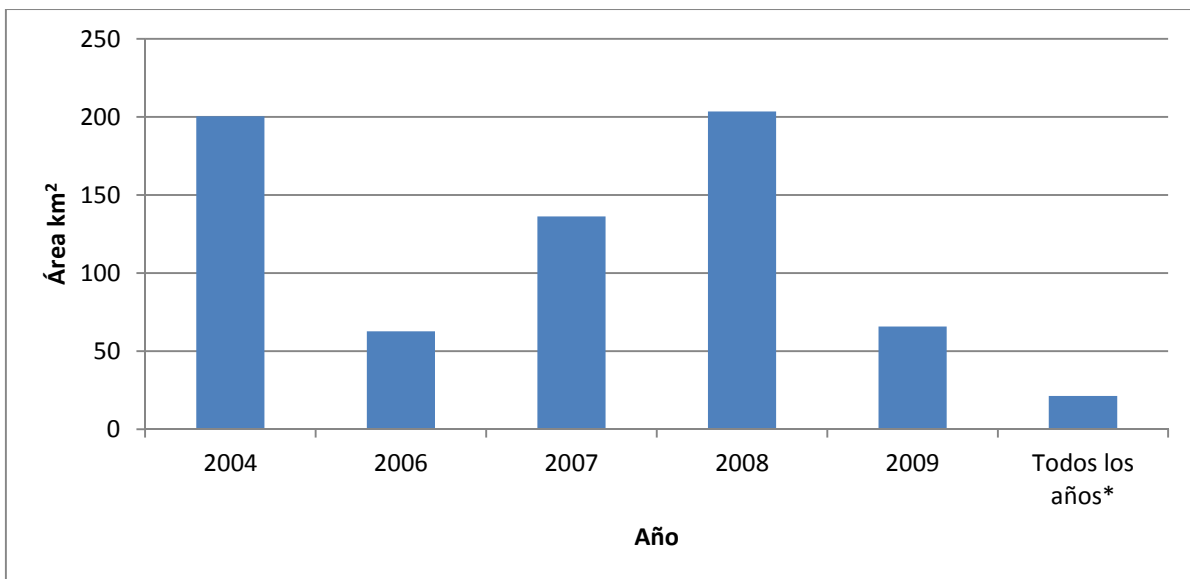


Figura 8. Tamaños de los polígonos mínimos convexos del área ocupada por los bisontes de la manada Janos-Hidalgo por año. *El área de todos los años se refiere al área en la que se intersectan todos los polígonos, es decir el área que coincide para todos los años.

El análisis de distancia a cuerpos de agua, poblados, caminos y carreteras mostró que la distancia promedio fue de 904 ± 88 m SE a caminos, de $10,083 \pm 1177$ m SE a carreteras, de 1551 ± 113 m SE a cuerpos de agua y de 6484 ± 337 m SE a poblados (Fig. 9). La distancia mínima a los caminos fue cero (varias de las observaciones fueron sobre los caminos). Sin embargo, todos los registros estuvieron a más de 2 km de carreteras y 1.2 km de poblados. El 87.7% de las observaciones se encontraron a menos de 2500 m de cuerpos de agua y el registro más distante fue 4380 m.

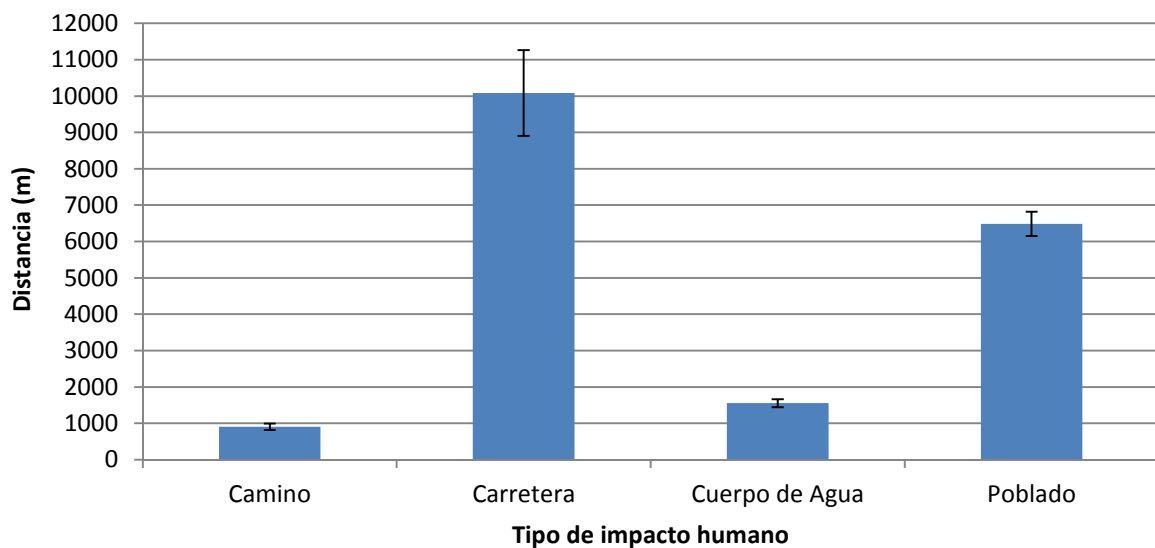


Figura 9. Distancia promedio de los registros de bisontes a caminos, carreteras, poblados y cuerpos de agua. Las barras representan el error estándar.

5.2 Áreas potenciales para la reintroducción del bisonte en el noroeste de su distribución histórica en México.

5.2.1 Modelo Maxent

El modelo que se obtuvo utilizando el método Maxent se puede ver en la figura 10, donde se observa que predijo áreas de distribución potencial para el bisonte dentro de la zona de estudio, en el noroeste de la distribución histórica del bisonte en México. El valor para el área bajo la curva (AUC) fue de 0.812 para los datos de entrenamiento y de 0.687 para los datos de prueba. El umbral de presencia mínima de entrenamiento tuvo una tasa de omisión en los datos de entrenamiento de cero y en los datos de comprobación de 0.2, por lo que se eligió el umbral de entropía equiparada de las distribuciones originales y con umbrales, el cual tuvo una tasa de omisión de cero tanto para el entrenamiento como comprobación, con un valor logístico de 0.246. Este valor fue el que se utilizó para generar el mapa de zonas de presencia y ausencia dentro del noroeste del área de distribución histórica del bisonte en México, cubriendo un total de 109,066 km² (98% del área de estudio) (Fig. 11). La evaluación del modelo y el umbral con los registros de las bases de datos de GBIF y MaNIS mostraron que el 98.1% de los registros fueron predichos como presencias (Fig. 10).

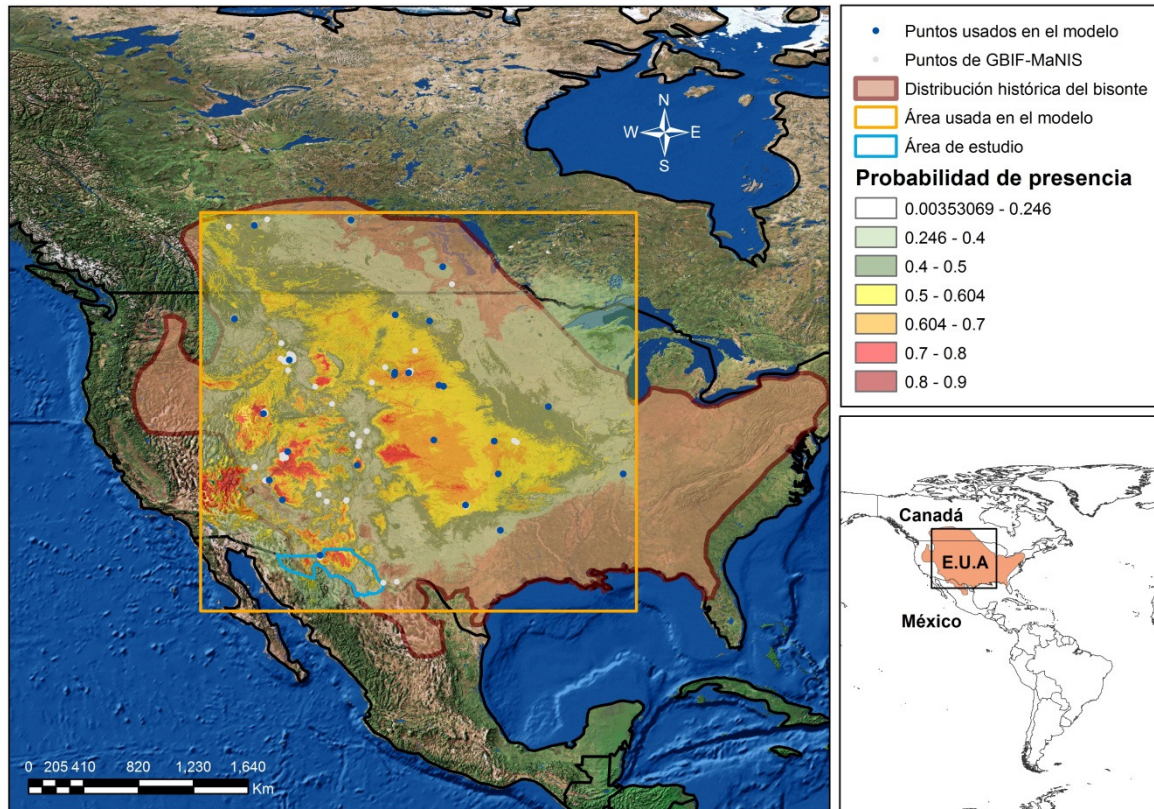


Figura 10. Distribución potencial del bison de acuerdo al modelo de Maxent utilizando las 19 variables bioclimáticas de WorldClim (Hijmans *et al.* 2005), altitud y pendiente (Hydro 1K) y 25 puntos de la base de datos proporcionada por Eric Sanderson (2004) (puntos azules), correspondientes a las manadas dentro del área de distribución histórica de la subespecie de las planicies, libres y sin suplementación alimenticia. El AUC del modelo fue de 0.812 para entrenamiento y de 0.687 para comprobación; el umbral utilizado para definir presencia-absencia fue de 0.246, con una tasa de omisión de cero. Los puntos grises claros corresponden a 76 registros geográficos tomados de GBIF y MaNIS utilizados para evaluar el modelo, el cual predijo el 98.1% de estos como presencias.

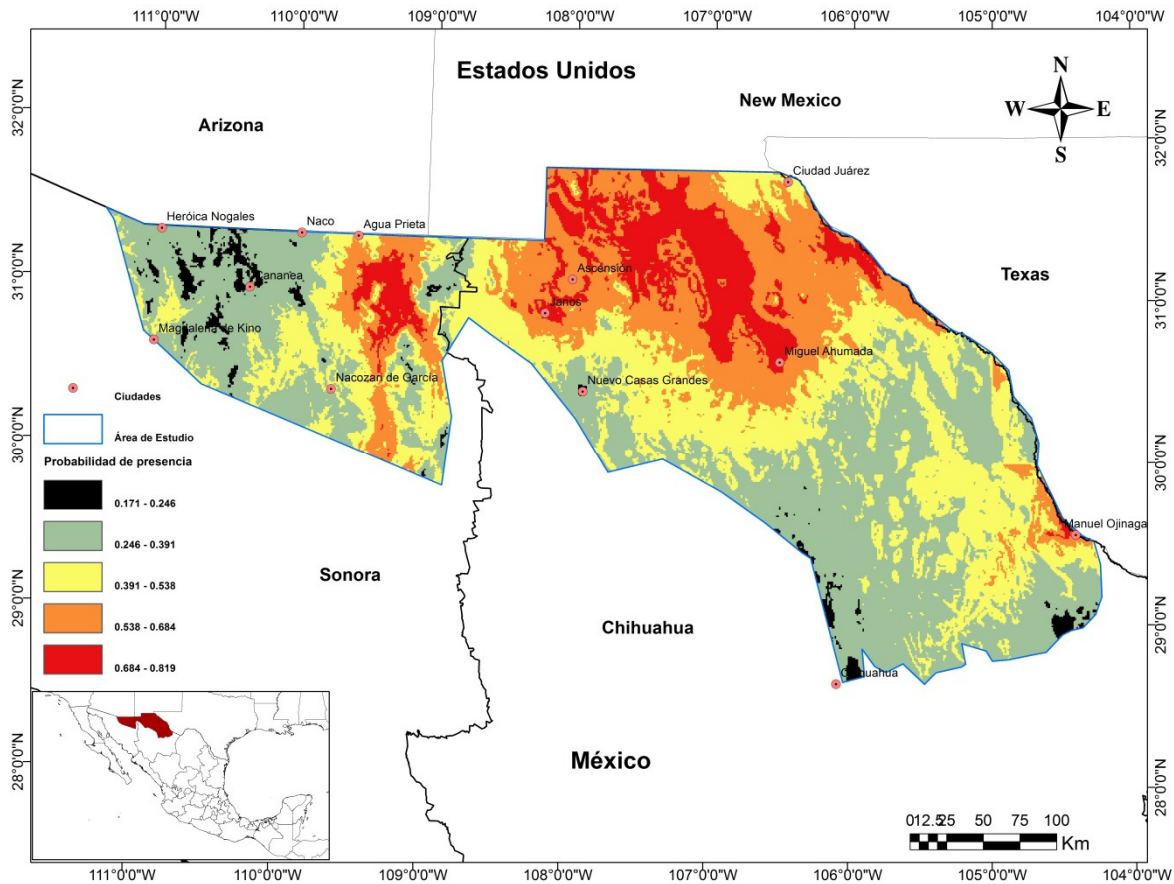


Figura 11. Distribución potencial del bison en el noroeste de su distribución histórica en México de acuerdo al modelo de Maxent. El AUC del modelo fue de 0.812 para entrenamiento y de 0.687 para comprobación; el umbral utilizado para definir presencia-absencia fue de 0.246, con una tasa de omisión de cero, cubriendo el 98% del área de estudio.

5.2.2. Selección de sitios potenciales para la reintroducción de bisontes en el noroeste de su distribución histórica en México

La superficie ocupada por las zonas urbanas, zonas de cultivo y carreteras, con sus respectivos anillos de amortiguamiento, y aquella a más de 5 km de cuerpos de agua, abarcó el 24% del área predicha por el modelo. Dentro del área restante, se encontraron un total de 1452 parches de pastizal, cubriendo el 30% de la zona predicha, del cual el 57% fue de pastizal natural, el 17% de pastizal natural con vegetación secundaria, el 25% de pastizal

halófilo y el 0.2% de pastizal halófilo con vegetación secundaria (Fig. 12A). El pastizal natural fue el que presentó mayor cantidad de parches y superficie cubierta de todas las categorías de tamaño (Fig. 12 B y C).

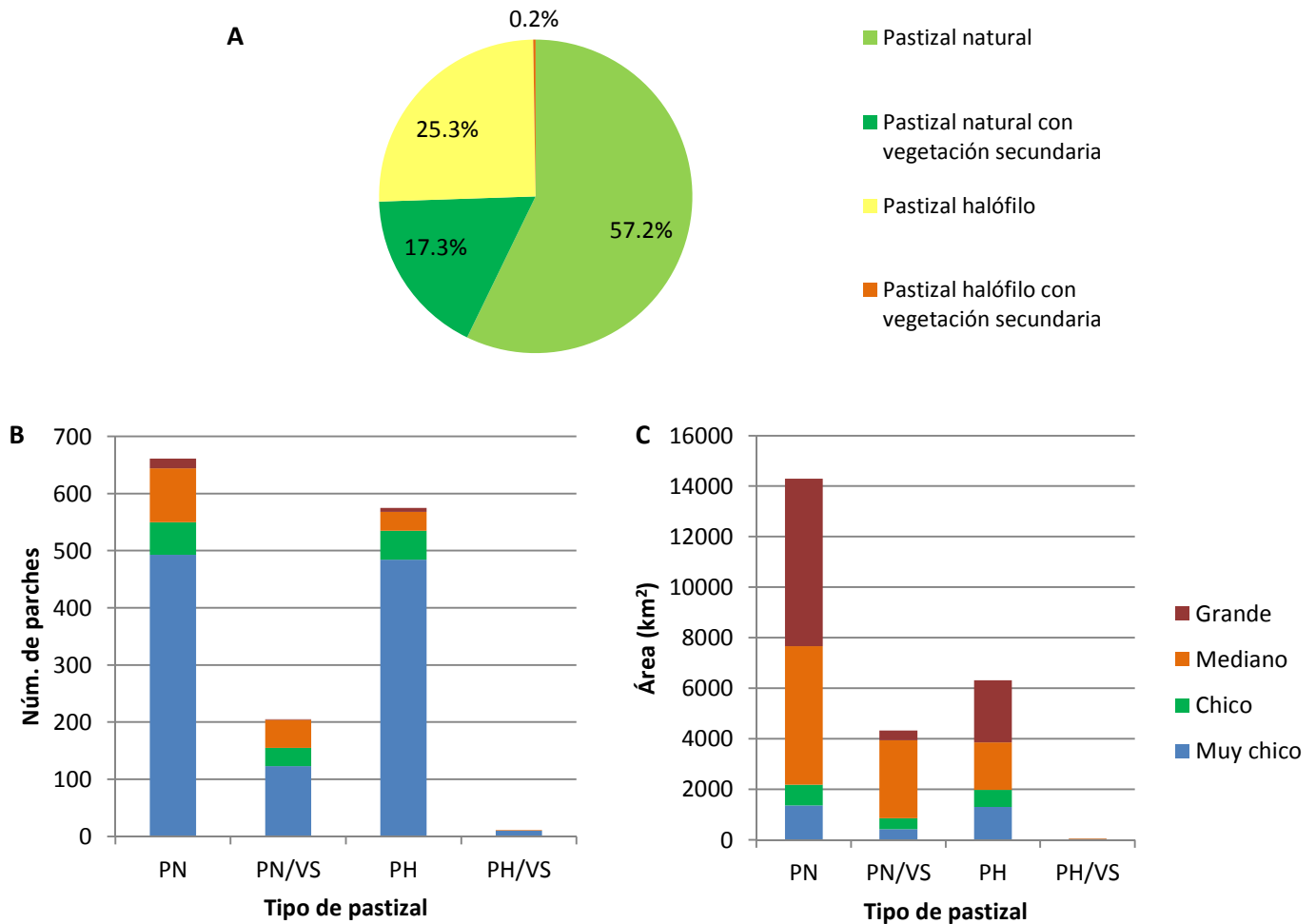


Figura 12. Clasificación por tipo y tamaño de los parches de pastizal dentro del área predicha como potencial para la reintroducción de bisontes por el modelo de Maxent en el noroeste de la distribución histórica en México. A) Porcentaje del área ocupada por cada tipo de pastizal; B) número de parches; C) área cubierta por los parches. PN = Pastizal natural, PN/VS = Pastizal natural con vegetación secundaria, PH = Pastizal halófilo, PH/VS = Pastizal halófilo con vegetación secundaria. Tamaños de los parches: muy chico (<10 km²), chico (10-20 km²), mediano (20-200 km²) y grande (200-2000 km²).

La clasificación de los parches mixtos de acuerdo a su tamaño, indican que no hubo parches muy grandes (> 2000 km²), sin embargo, hubo 997 parches del resto de los

tamaños, siendo 30 de estos parches grandes, representando el 56% del área cubierta por pastizales; los parches medianos cubrieron el 31%, los chicos el 5% y los muy chicos el 8% (Fig. 13).

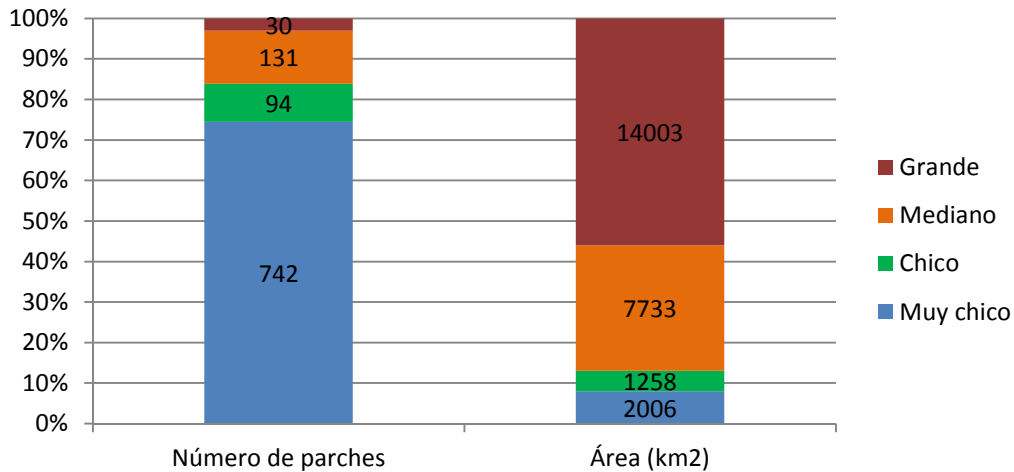


Figura 13. Porcentaje de parches de pastizal (de un solo tipo o mixto), de acuerdo a su abundancia y superficie cubierta, dentro del área predicha como potencial para la reintroducción de bisontes por el modelo de Maxent en el noroeste de la distribución histórica en México.

Las métricas obtenidas con el programa Patch Grid extension for ArcMap v.5.1.0.7 indican que el tamaño promedio de los parches mixtos mayores a 10 km² es de 90.2 ± 174.2 km² SD, la distancia promedio al vecino más cercano es de 2.2 km y el promedio de índice de forma (MSI) y su versión ponderada por área (AWMSI) son de 2.38 y 3.97 respectivamente; dentro de las distintas clases de pastizales, el pastizal natural tiene el mayor número (287) y tamaño promedio de parche (46.4 ± 101.3 km² SD), la menor distancia promedio al vecino más cercano (2.8 km), y MSI y AWMSI de 1.85 y 3.21 (Cuadro 7).

Los parches mayores a 10 km² (chicos, medianos y grandes) fueron evaluados como sitios potenciales para la reintroducción de bisontes considerando los criterios de área total, porcentaje de pastizal natural, coincidencia con áreas naturales protegidas y coincidencia

con sitios de distribución conocida y potencial del perrito llanero (Cuadro 8). Se seleccionaron los parches con las mejores 10 puntuaciones (Fig. 14, Cuadro 8), con valores de 3.32 a 5 puntos.

Cuadro 7. Análisis de estructura de los parches usando el programa Patch Grid extension for ArcMap v.5.1.0.7 © Queen's Printer 2012 (Rempel *et al.* 2012), para los diferentes tipos de pastizal, los parches mixtos y los sitios seleccionados para la reintroducción de bisontes en el noroeste de su distribución histórica en México. NUMP = número de parches, MPS = tamaño promedio de los parches, PSSD = desviación estándar del tamaño del parche, MSI = promedio del índice de forma, AWMSI = promedio del índice de forma ponderado por el área, MNN = distancia promedio al vecino más cercano.

Tipo de Pastizal	NUMP	MPS	PSSD	MSI	AWMSI	MNN
Pastizal natural	287	46.4	101.29	1.85	3.21	2.76
Pastizal natural con vegetación secundaria	156	26.8	44.82	1.65	2.38	4.64
Pastizal halófilo	236	23.1	66.55	1.61	3.19	2.94
Pastizal halófilo con vegetación secundaria	5	10.2	11.50	1.51	1.84	45.53
Pastizales mixtos	255	90.2	174.26	2.38	3.97	2.24
Sitios seleccionados	10	253.6	222.01	2.93	4.02	1.00

Cuadro 8. Puntuación de los 10 parches de pastizal seleccionados como sitios potenciales para la reintroducción del bisonte en el noroeste de su distribución histórica en México. Tamaño: mediano = 20-200 km² (2 puntos), grande = 200-2000 km² (3 puntos). ANP = coincidencia con área natural protegida (sí = 1 punto, no = 0), PP = coincidencia con distribución conocida y/o potencial del perrito llanero (sí = 1 punto, no = 0), PN = pastizal natural, PN/VS = pastizal natural con vegetación secundaria, PH = pastizal halófilo, PH/VS = pastizal halófilo con vegetación secundaria. La puntuación se obtuvo multiplicando el puntaje del tamaño por el porcentaje de pastizal natural y sumándole los puntos de ANP y PP, los valores van de 1 a 5.

Posición	Área (km ²)	Tamaño	ANP	PP	PN	PN/VS	PH	PH/VS	Puntuación
1	237	Grande	Sí	Sí	100%	0%	0%	0%	5.00
2	630	Grande	Sí	Sí	95%	0%	5%	0%	4.86
3	622	Grande	Sí	Sí	87%	4%	9%	0%	4.62
4	448	Grande	Sí	Sí	85%	0%	15%	0%	4.54
5	42	Mediano	Sí	Sí	100%	0%	0%	0%	4.00
6	24	Mediano	Sí	Sí	100%	0%	0%	0%	4.00
7	182	Mediano	Sí	Sí	97%	0%	3%	0%	3.95
8	60	Mediano	Sí	Sí	93%	0%	7%	0%	3.87
9	229	Grande	Sí	No	82%	18%	0%	0%	3.46
10	62	Mediano	Sí	Sí	66%	27%	6%	0%	3.32

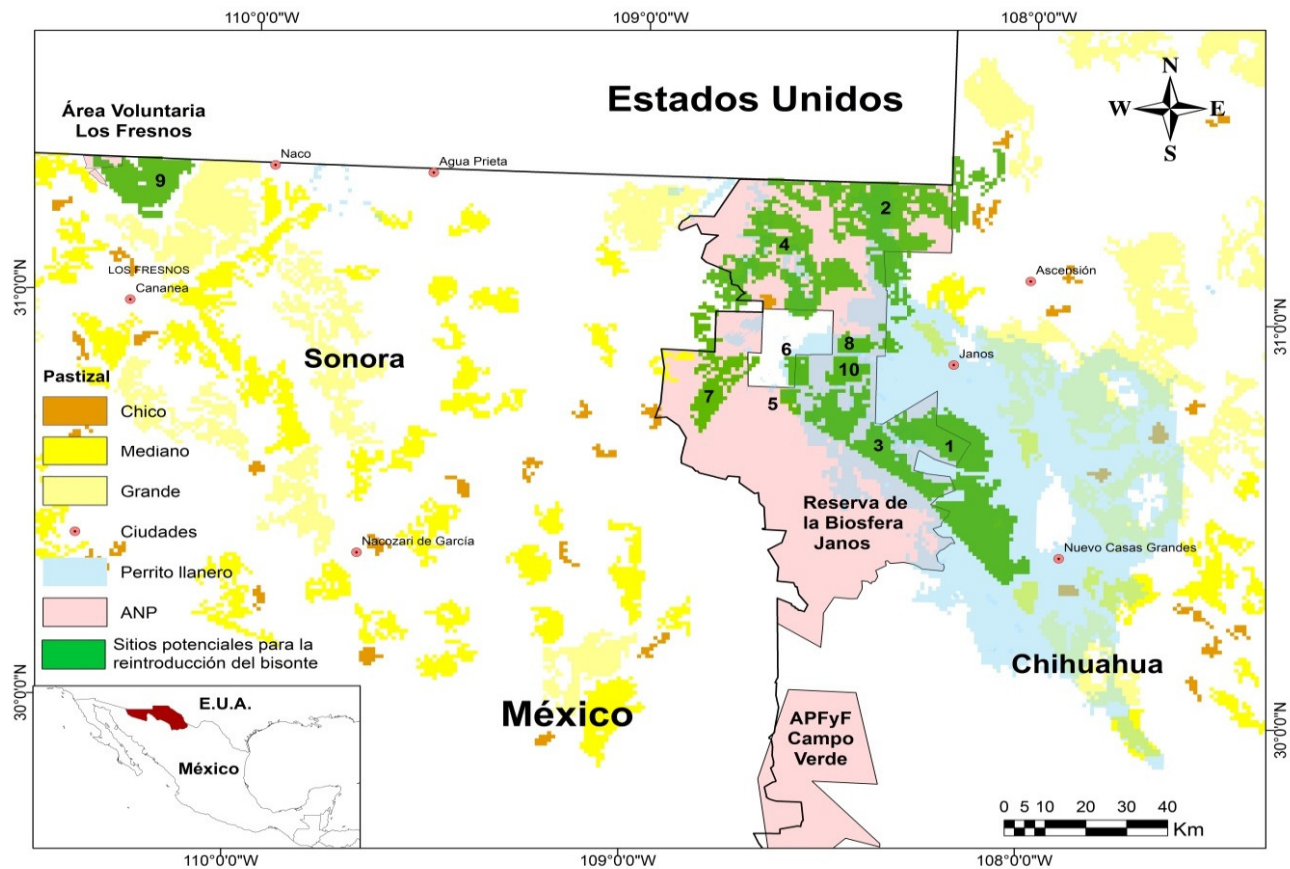


Figura 2. Sitios potenciales para la reintroducción del bisonte en el noroeste de su distribución histórica en México. Los sitios se seleccionaron de acuerdo a la distribución potencial del bisonte predicha por el modelo de Maxent, posteriormente se eliminaron áreas de impacto humano (carreteras, caminos, zonas urbanas y de cultivo) y aquellas a más de 5 km de un algún cuerpo de agua y finalmente se evaluaron los parches de pastizal en la zona de acuerdo al área total, porcentaje de pastizal natural, coincidencia con ANP y/o perritos llaneros. Tamaño de pastizal: chico = 10 -20 km², mediano = 20-200 km², grande = 200-2000 km².

Todos los parches seleccionados coinciden con algún área natural protegida y todos, excepto el parche en el noveno lugar, coinciden con áreas de distribución del perrito llanero. Los tamaños de los parches son medianos y grandes, de 24 a 630 km², sumando un total de 2536 km², con un tamaño promedio de 254 ± 70 km² SE. El porcentaje de pastizal natural varía de 66 a 100% y en promedio abarca el 91 ± 3% ES de cada parche. Los parches en la primera y tercera posición corresponden con el complejo de perritos llaneros

de El Cuervo, una de los más grandes de Norteamérica (Ceballos *et al.* 2010) y se encuentran en un área con tenencia tanto privada como ejidal (CONANP 2006). El parche en la segunda posición corresponde a la porción de mexicana del área ocupada por la manada de bisontes Janos-Hidalgo y la tenencia de tierra es privada, abarcando 11 propiedades. El parche en cuarto lugar se encuentra al este del área de la manada de bisontes Janos-Hidalgo, separado por la carretera federal 2, pero hay registros (Filomeno Santos Ojeda, com. pers. y fotografía 1997) de que los bisontes llegaban hasta esa zona; abarca también 11 propiedades privadas. Los parches en quinto y sexto lugar se encuentran, cada uno, dentro de una propiedad privada. El parche en séptimo lugar abarca cuatro propiedades privadas. Los parches en octavo y décimo lugar se encuentran separados por la carretera a Monte Verde, pero se encuentran sobre el mismo complejo de perritos llaneros. El parche en la octava posición se encuentra sobre una propiedad privada y una ejidal, mientras que el parche en la décima posición se encuentra sobre la reserva ecológica “El Uno”, propiedad de The Nature Conservancy (TNC) y sitio donde se hizo la primera reintroducción de bisontes en México en el 2009 (List *et al.* 2010; Aune *et al.* 2010b). El parche en noveno lugar es el único sitio seleccionado en el estado de Sonora y coincide con el Área Voluntariamente Destinada a la Conservación “Los Fresnos” (CONANP 2013).

VI. Discusión

La manada de Janos-Hidalgo es considerada una de las 54 manadas de conservación de bisontes de las planicies dentro de su distribución histórica y una de las seis manadas libres (*free ranging*) en Norteamérica (Gates y Aune 2008), siendo la única en México y en la ecorregión del Desierto Chihuahuense (List *et al.* 2007; Sanderson *et al.* 2008; Gates *et al.* 2010a). La determinación de la composición de esta manada, en cuanto a clases de edad y sexo, no fue posible ya que las fotografías tomadas durante los vuelos no permitieron identificar a suficientes individuos. Sin embargo, se observó la estructura social en la que se forman grupos mixtos de hembras, juveniles y crías, así como grupos pequeños de machos y machos solitarios (Post 2001; Reynolds *et al.* 2003; Kagima 2008). A pesar de que en todos los vuelos se encontraron individuos juveniles y en el 2008 y 2009 crías, el tamaño de la manada se mantuvo alrededor de los 100 individuos todos los años ($\bar{x} = 96.4 \pm 12$ SE, Cuadro 5), lo cual se debe al aprovechamiento cinegético que se hace de la manada en uno de los ranchos en Estados Unidos, donde el dueño nos comentó que trata de mantener la manada de ese tamaño (William Hurt, com. pers.) En los casos de los grupos con crías en los que se pudieron identificar las distintas clases de edades se encontró una proporción cría: vaca de 50:100, en mayo 2008 y de 67: 100 en junio 2009, la cual es ligeramente superior a la encontrada en otras manadas que va de 31 a 57 crías por cien vacas (Brodie 2008; Gogan *et al.* 2010). Sin embargo, es probable que esta proporción sea menor, considerando que no se pudieron clasificar por edad todos los individuos de todos los grupos observados; en el 2008 sólo se pudieron clasificar por edad el 60% y en 2009 el 33%, y entre los individuos sin identificar no se observaron crías. Cabe mencionar,

también, que la proporción de crías varía de acuerdo a las condiciones ambientales y disponibilidad de forraje, así como el manejo que se hace de la manada (Brodie 2008), y en el Santuario de Bisontes de Mackenzie, Canadá, se observó que la tasa de crecimiento de las manadas es mayor cuando son menos individuos y se nivela cuando la densidad alcanza 0.55 animales/km² (Larter *et al.* 2000). En el caso de la manada Janos-Hidalgo, el hecho de encontrar todas las categorías de edad indica que es una población con el potencial de crecer si se hace un aprovechamiento adecuado.

Es difícil realizar comparaciones de las distintas poblaciones de bisontes de las planicies y los sitios que habitan, ya que existe una gran variabilidad entre ellas y los sitios que ocupan; la mayor parte de las manadas de conservación están confinadas (90%); el tamaño de las poblaciones va de menos de 400 a más de 5000 individuos y el área que ocupan va de menos de 20 a más de 2000 km² (Sanderson *et al.* 2008; Gates *et al.* 2010a).

Siendo que la manada de Janos-Hidalgo es la única manada de conservación en la ecorregión del Desierto Chihuahuense (aunque hay dos manadas comerciales compatibles con objetivos de conservación en la región (Turner Enterprises 2012)), conocer su uso de hábitat es una referencia importante para poder determinar los requerimientos en esta región y también permite identificar aquellos predios que deben participar en los esfuerzos de protección y recuperación de la manada.

El área de actividad de la manada Janos-Hidalgo, estimada con el polígono mínimo convexo (535.9 km², fig. 4), corresponde a la categoría de áreas grandes (Sanderson *et al.* 2008), encontrándose entre las 20 más grandes de todas las manadas de conservación (Gates *et al.* 2010a). El tamaño y la ubicación del área de actividad varió entre años y temporadas (Figs. 5 y 6), lo cual se debe probablemente a la alta variación en los patrones

de precipitación y sequías en la región (Ceballos *et al.* 2010, Facka *et al.* 2010), así como a que en esta región el verano es la época de mayor productividad por las lluvias y la primavera la época de sequía con menor disponibilidad de forraje (NOAA 2013, Nolasco datos no publicados). Esto afecta la distribución de los bisontes ya que se mueven en función de los patrones climáticos y de temperatura (Meagher 1973) y aprovechan la variación del forraje a varias escalas, desde la selección de especies y parches con alto contenido nutrimental hasta migraciones en respuesta a nevadas y/o sequías (Gogan *et al.* 2010). Nolasco (datos no publicados) observó un patrón similar al de la manada Janos-Hidalgo en la manada introducida a la Reserva Ecológica “El Uno”, en la parte central de la Reserva de la Biosfera Janos (RBJ). Esta manada presentó uso diferencial en las distintas temporadas, con variación en la selección de las asociaciones vegetales y sitios de actividad, utilizando un área mayor en primavera e invierno y un área menor en verano y otoño, lo cual está relacionado con el tipo y disponibilidad de forraje (Nolasco datos no publicados). Esta variación entre temporadas recalca la importancia de mantener áreas suficientemente grandes, ya que en particular en años secos los bisontes pueden necesitar desplazarse en una mayor distancia para encontrar áreas con el forraje necesario para cubrir los requerimientos de la manada.

El análisis de uso de hábitat mostró que los bisontes utilizan el pastizal en una proporción mayor a la esperada, las áreas con bosques o matorrales menos de lo esperado y el resto de vegetación en una proporción igual a la esperada (Cuadro 6). Esto es consistente con la literatura que reporta que el bisonte de las planicies utiliza primordialmente los pastizales (Gates y Aune 2008; Gogan *et al.* 2010) (e.g. Martin *et al.* 1951; Peden 1976; Campbell y Hinkes 1983; Van Vuren 1983 y 1984; Coppedge *et al.* 1998; Kagima 2008) y

su dieta se compone en su mayoría de pastos, en particular en las praderas de pastos cortos (*shortgrass prairie*) (Peden *et al.* 1974; Peden 1976; Gogan *et al.* 2010), como las que se encuentran en esta región; también se ha visto que evitan áreas con vegetación leñosa (Allred *et al.* 2011), con algunas excepciones para protegerse del tiempo adverso y de insectos (Meagher 1973).

Además del hábitat y la disponibilidad de alimento, el agua es un factor crítico para la distribución de los animales. Los bisontes son más eficientes en su uso de agua que el ganado (Allred *et al.* 2011) y aunque normalmente beben agua entre una y dos veces al día en periodos de pocos minutos, a veces pueden pasar días sin beber agua y desplazarse entre 80 y 160 km para llegar a una fuente de agua (Dary 1989; Nolasco datos no publicados). Las fuentes de agua preferida por los bisontes son estanques y charcas de agua de lluvia (Allred *et al.* 2011; Nippert *et al.* 2013). En varios estudios se ha encontrado que la distancia a cuerpos de agua no es importante para la selección de hábitat (e.g. Coppedge y Shaw 1998; Allred *et al.* 2011; Chipault y Detling 2013), pero en la mayoría de esos casos los estudios se llevaron a cabo en áreas con suficientes fuentes de agua o en años con abundante precipitación, como para que eso no fuera un factor determinante. Por otro lado, Fortin *et al.* (2003) encontraron que en verano los bisontes seleccionaban sitios en un radio de 2 km de alguna fuente de agua. Esto coincide con lo encontrado para la manada de Janos-Hidalgo que en promedio se encontró a 1550 ± 110 m SE de cuerpos de agua, y el registro más distante de algún cuerpo de agua se encontró a 4380 m. Cabe mencionar que dentro del área de actividad de la manada Janos-Hidalgo, sólo el 0.15% del área estaba entre 4 y 5 km de distancia de algún cuerpo de agua y el resto se encontraba más cerca, por lo que es probable que los bisontes puedan moverse distancias mayores con respecto a los

cuerpos de agua. El 80% de las observaciones a más de 2km de algún cuerpo de agua correspondieron a grupos con menos de 10 individuos, lo que sugiere que se refieren a grupos de machos que suelen separarse de la manada y viajar más lejos por agua y forraje (Meagher 1973; Gogan *et al.* 2010).

El impacto humano en el paisaje se da principalmente por el uso de suelo, los establecimientos humanos y los caminos, lo cual modifica la distribución de las especies (Sayre y Knight 2010). Los caminos y carreteras tienen una amplia gama de efectos en el ecosistema y las especies, que van de negativos, a neutros e incluso positivos, dependiendo de las características de las especies y el tipo de camino y tráfico sobre este (Forman y Alexander 1998; Fahrig y Rytwinski 2009). En una revisión hecha por Fahrig y Rytwinski (2009), encontraron que, en casos de grandes herbívoros, el efecto de los caminos es neutral, para especies como los impala (*Aepyceros melampus*), alces (*Alces alces*), ñus (*Chonnochaetes taurinus*), cebras (*Equus quagga*) y jirafas (*Giraffa camelopardalis*), o negativo como para los elefantes africanos (*Loxodonta africana*), corzo (*Capreolus capreolus*), venado (*Odocoileus hemionus*), caribú (*Rangifer tarandus caribou*), wapití (*Cervus canadensis*), antílopes bohor y eland (*Redunca redunca* y *Taurotragus oryx*). Las observaciones de la manada Janos-Hidalgo muestran que los bisontes se encuentran a distintas distancias de caminos de terracería o incluso sobre ellos, lo cual se puede deber al poco tráfico (son caminos usados exclusivamente para el desplazamiento de los propietarios de los ranchos). También, se ha observado que en ocasiones los bisontes usan los caminos de terracería y con poco tránsito para desplazarse de un lugar a otro, así como para revolcarse (Fuller 1960), y en invierno, en el Parque Nacional de Yellowstone, usan los caminos a los que se les remueve la nieve ya que transitar sobre ellos es más sencillo y

requiere menos energía (Meagher 1989b). En cambio, el efecto de la carretera parece notorio ya que no se encontró ningún bisonte a menos de 2 km de la carretera y en promedio los registros se encuentran a $10,083 \pm 1177 \text{ km}^2 \text{ SE}$. Fortin y Andruskiw (2003) observaron que los bisontes respondían a disturbios a una distancia de 257 metros y Fuller (1960) observó que los bisontes detectaban vehículos a más de 1.6 km de distancia. El tráfico también es un factor importante y aunque la carretera 81 de Nuevo México tiene poco tráfico en ese tramo (menos de 150 vehículos al día, New Mexico Department of Transportation 2013), se ha observado que los wapitíes alteran su comportamiento al estar cerca de carreteras con volúmenes de tráfico desde un vehículo cada dos horas (Ciuti *et al.* 2012). Por otro lado, la dueña de uno de los ranchos que suelen visitar los bisontes en México, comentó que la frecuencia con la que observaba a los bisontes en su propiedad disminuyó a partir de la construcción de la carretera federal número dos en el tramo de Janos a Agua Prieta (Nancy Ramonet, com. pers.). Teniendo esto en cuenta se designaron zonas de amortiguamiento en el modelo para seleccionar sitios potenciales para la reintroducción de bisontes, sólo para carreteras y variando entre 250, 500 y 1000 metros a cada lado para carreteras de terracería, pavimentadas de dos y de cuatro carriles, respectivamente, considerando el impacto diferencial que tienen.

La selección de sitios potenciales para la reintroducción de bisontes en el noroeste de su distribución histórica en México se basó, en primera instancia, en el modelado del nicho ecológico del bisonte, utilizando variables abióticas y registros de manadas libres y sin alimentación suplementaria para determinar su distribución potencial. Es relevante haber elegido sólo esos registros ya que la mayoría de las manadas se encuentran bajo manejo comercial que no permite a la especie ejercer su papel ecológico ni ser regulada por

procesos de depredación, disponibilidad de alimento e interacción con otras especies (Sanderson *et al.* 2008; Gates *et al.* 2010a). Este manejo puede permitir que las manadas se encuentren en un espacio fuera de su nicho ecológico (Hutchinson 1957; Peterson y Soberón 2012) y por lo tanto el modelo que se obtendría con el programa Maxent, si se utilizaran estos registros, incluiría esa desviación y no modelaría la distribución potencial para el bisonte libre, con relevancia para la conservación. El modelo obtenido con dichos registros tuvo valores del área bajo la curva (AUC) de 0.812 para los datos de entrenamiento y de 0.687 para los datos de prueba. Elith *et al.* (2006) consideran que un AUC superior a 0.75 corresponde a un modelo útil, en cambio Swets (2008 en Owen 2009) menciona que los modelos con AUC de 0.7 a 0.9 presentan predicciones aceptables y si es mayor a 0.9 son buenas. Tomando esto en cuenta, el AUC de nuestro modelo con los datos de entrenamiento es bueno y con los datos de prueba se encuentra justo debajo de los valores considerados buenos, por lo que es necesario tener precaución en el uso de los resultados y verificar que las áreas predichas cumplan con los requisitos necesarios para la especie. El bajo valor del AUC probablemente se debe a que sólo se contó con 25 puntos para generar el modelo, de los cuales, 20 fueron usados para el entrenamiento y 5 para las pruebas. Además, el bisonte se distribuye a lo largo de 22 ecorregiones (Gates *et al.* 2010a), y latitudinalmente abarca desde los 25°30' N hasta los 54° N, lo que le da un amplio ámbito ecológico y gran plasticidad en su comportamiento (Aune *et al.* 2010b), por lo que el bajo valor del AUC probablemente esté relacionado con que los modelos se ajustan mejor a especies de distribución restringida y con tolerancia ambiental limitada (Hernández *et al.* 2006). Sin embargo, el modelo predijo correctamente el 98% de los registros obtenidos a

través de las bases de datos de GBIF y MaNIS, por lo que consideramos que en este caso es un modelo útil.

Dentro del área predicha como distribución potencial del bisonte por el modelo de Maxent en el noroeste de la distribución histórica del bisonte (109,066 km²), se observó que el 30% de la superficie corresponde a pastizales (fuera de las áreas de amortiguamiento de carreteras, poblados y cultivos, así como a una distancia menor a 5 km de cuerpos de agua), los cuáles están dispersos a lo largo de la región en 1452 parches con áreas de 1 a 1385 km². Cabe mencionar que el 56% del área corresponde a 30 parches de grandes (200-2000 km²), esto es importante ya que el área es un factor determinante para poder tener poblaciones resilientes y para que los bisontes puedan fungir su papel ecológico en una escala de paisaje (Gates *et al.* 2010a), por lo tanto esta zona de México tiene sitios con suficiente área para satisfacer dicha necesidad.

Los datos de estructura de los parches de pastizal obtenidos con Patch Grid Analyst extension for ArcMap v.5.1.0.7 muestran que los sitios seleccionados son más grandes y tienen mayores promedios de índice de forma (MSI) y promedios de índice de forma ponderados por área (AWMSI) (Cuadro 7) que los parches de las distintas clases de pastizales y los mixtos, lo cual habla de una mayor complejidad y menor fragmentación (McGarigal y Marks 1995) en los sitios seleccionados en comparación con todos los demás parches. La posibilidad de tener impacto a gran escala tanto temporal como espacial y la conectividad son de suma importancia para los proyectos de restauración (Soulé y Terborgh 1999; Sanderson *et al.* 2008). La distancia al vecino más cercano para todos los parches seleccionados es 1 km. En el caso de los sitios dentro de la RBJ, todos los sitios están a 1 km de al menos uno de los otros sitios selectos, separados por carreteras (pavimentadas o

de terracería), por lo que si se implementaran acciones o infraestructura -como cruces de fauna (Forman y Alexander 1998)- para conectar los sitios, se tendría un área total de pastizales que podría ser utilizada por los bisontes de 2307 km², lo cual representa la oportunidad de tener una población en un área muy grande (sensu. Sanderson *et al.* 2008). El crecimiento de las poblaciones se puede lograr rápidamente, pero encontrar áreas lo suficientemente grandes para una población resiliente es uno de los grandes retos (Larter 2000; Freese *et al.* 2007; Gates *et al.* 2010a). Tomando en cuenta los coeficientes de agostadero máximo (60 ha/UA) y ponderado (20ha/UA), definidos por Comité Técnico Consultivo de Coeficientes de Agostadero (COTECOCA) (SAGARPA 2009) para el estado de Chihuahua, las equivalencias de unidades animales para bisontes determinadas por The Nature Conservancy (Bragg *et al.* 2002) y una proporción de vacas, machos adultos, juveniles (13-14 meses) y crías (destetados-12 meses) de 100:54:43:53 respectivamente (Van Buren y Bray 1986), en el área de todos los parches dentro de la RBJ existe el potencial de tener entre 3974 y 11921 bisontes, si estos reemplazaran al ganado, representando la posibilidad de tener una población mayor a 1000 individuos, el cual es el tamaño recomendado para tener una población resiliente genéticamente (Gates *et al.* 2010a). Esta es una estimación basada en el coeficiente de agostadero para el estado, por lo que es necesario hacer evaluaciones en cada uno de los sitios para estimar la biomasa disponible y la capacidad de carga para los bisontes, tomando en cuenta posibles catástrofes, la variación en la capacidad de carga y procesos denso-dependientes (Gross *et al.* 2010). También es importante incorporar el uso que el ganado hace de la región y el grado de competencia, ya que son especies cuya dieta se sobrepone (Van Vuren 1984;

Plumb y Dodd 1993) y la ganadería es una de las principales actividades productivas de la región (CONANP 2006).

Los diez parches seleccionados como sitios potenciales para la reintroducción del bisonte en el noroeste de su distribución histórica en México (Fig. 14, cuadro 8) corresponden a las categorías de tamaño mediana y grande ($\bar{x} = 223.6 \pm 222.1 \text{ km}^2$ SD, $n=10$, intervalo 24-630 km^2). El 100% coincide con áreas naturales protegidas, nueve parches se encuentran en Chihuahua, dentro de la Reserva de la Biosfera Janos y uno en el Área Destinada Voluntariamente a la Conservación “Los Fresnos”, en Sonora. Los parches que se encuentran en Chihuahua coinciden con la distribución del perrito llanero. El parche que se encuentra en Sonora no coincide con colonias de perrito llanero, sin embargo, se encuentra a de 50 km al oeste de una zona predicha como distribución potencial para esta especie (Ceballos-González *et al.* 2006) y se encuentra dentro de su distribución histórica (Hoogland 2006). Esto resalta que no sólo hay parches grandes de pastizal dentro de la zona noroeste de la distribución histórica del bisonte en México, sino que el 17% de estos cuentan con un contexto político y legal que favorece la conservación, y a la vez sustentan a otra de las especies claves de la pradera, que en conjunto con los bisontes, son importantes para mantener el ecosistema (Cid *et al.* 1991; Knapp *et al.* 1999; Fahnestock y Detling 2002, Chipault y Detling 2013). Todos parches dentro de la RBJ se encuentran en subzonas de preservación A, algunos se encuentran también en las siguientes subzonas: aprovechamiento sustentable de los recursos naturales (6), aprovechamiento sustentable de los ecosistemas (1), recuperación de corredores riparios (2) y aprovechamiento especial (1) (D.O.F 2012). En estas zonas (excepto las de recuperación de corredores riparios) se permiten actividades como ganadería, establecimiento de unidades de manejo para la

conservación de la vida silvestre, manejo de fauna doméstica como actividad productiva de bajo impacto o para reconversión de suelos y turismo de bajo impacto, lo que hace factible la reintroducción y manejo del bisonte dentro de la reserva (D.O.F 2012). En el caso del Área Destinada Voluntariamente a la Conservación “Los Fresnos”, los objetivos dentro de la zona de conservación de los pastizales son llevar a cabo actividades de restauración y aprovechamiento ganadero, lo que incluye, entre otras actividades, la revegetación con pastos nativos, el manejo de fuego, ganadería sustentable y turismo de bajo impacto (CONANP 2013), las cuales también son compatibles con la reintroducción y recuperación del bisonte.

Conocer la tenencia de tierra de los sitios potenciales para la reintroducción es un factor importante para poder involucrar a los actores interesados en los programas y procesos de conservación, restauración y reintroducción (Wilshusen *et al.* 2002; Pretty y Smith 2003; Wester *et al.* 2003). De los sitios seleccionados en Chihuahua, todos están, aunque sea parcialmente, sobre una o varias propiedades privadas y tres se encuentran sobre propiedades privadas y ejidales; en el caso del parche de Sonora se desconoce la tenencia de tierra, pero la parte dentro de Los Fresnos corresponde a propiedad privada. Sólo uno de los parches, el más pequeño (calificado en 5° lugar), se encuentra dentro de una propiedad, los demás abarcan de dos a trece, lo que implica el reto de incorporar no sólo los esfuerzos de las agencias internacionales, gobierno, organizaciones civiles y academia, sino a grupos de varios propietarios con distintos intereses. La reintroducción de bisontes en la zona puede generar conflictos por daño a cultivos, competencia por forraje con el ganado, mezcla y/o entrecruzamiento con el ganado, transmisión de enfermedades o daños a la propiedad privada, dependiendo del manejo que se haga y si las manadas se

mantienen libres o confinadas (Aune *et al.* 2010b). Por otro lado, también representa la oportunidad de generar alternativas productivas. La carne de bisonte es más magra y saludable que la del ganado (Koch *et al.* 1995) y puede ser competitiva en mercados verdes si se hace un aprovechamiento basado en un manejo para favorecer que la especie retome su papel ecológico como especie clave del ecosistema (Potter *et al.* 2010; Turner Enterprises 2012). A su vez, la presencia de bisontes puede representar una oportunidad para el manejo cinegético (a través de Unidades de Manejo y Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre (UMA) y turismo generando más opciones de ingreso que puedan fortalecer a las comunidades locales e incentivar el que se involucren en el manejo, conservación y restauración de los pastizales y sus especies (Popper y Popper 1987 y 2004).

Uno de los factores a considerar al llevar a cabo reintroducciones es la genética de los individuos, principalmente para evitar cuellos de botella y mantener la variabilidad genética (IUCN 1998), pero en el caso de los bisontes también por la introgresión de genes de ganado (*Bos taurus*) (Reynolds 2003, Boyd 2003, Boyd *et al.* 2010). La introgresión genética no ha sido evaluada para todas las manadas de conservación y sólo hay estudios estadísticamente significativos que indican que las manadas están libres de introgresión para los casos de Wind Cave National Park (de donde son originarios los bisontes introducidos a la Reserva Ecológica “El Uno”) y Yellowstone National Park (Halbert y Derr 2007); considerando el origen de los individuos se estima que 18 manadas pueden estar libres también, mientras que se ha detectado introgresión en 7 y se calcula que es probable en 17 (Gates *et al.* 2010a). La manada de Janos-Hidalgo no ha sido evaluada formalmente, aunque se tomó muestra de un individuo y se encontró introgresión genética

(J. Derr com. pers.). Es de suma importancia evaluar la genética de esta mandada para determinar el grado de introgresión y también para evaluar si representan algún linaje que refleje diferencias históricas o geográficas en la diversidad genética de la especie (List *et al.* 2007; Halbert y Derr 2008). Será necesario tomar a consideración este factor para encaminar las estrategias de restauración en la región de Janos ya que idóneamente no se deben mezclar manadas con híbridos y manadas puras, pero ambas son importantes para recuperar el valor ecológico de la especie y posibles distintos linajes (Boyd *et al.* 2010).

Las enfermedades son un punto potencial de conflicto para la reintroducción del bisonte, tanto por la transmisión de los bisontes al ganado como viceversa, siendo de principal importancia la tuberculosis bovina y la brucelosis (Meagher 1989a; Reynolds 2003; Aune *et al.* 2010a; Gates *et al.* 2010a). En el caso de los estados de Chihuahua y Sonora la tuberculosis bovina fue erradicada en 1998 y 1994 y la brucelosis se encuentra bajo control en Chihuahua y fue erradicada en Sonora en 1994 (SAGARPA *et al.* 2013), por lo que la reintroducción en esta región, mientras se lleve a cabo con individuos libres de estas enfermedades no representa un punto fuerte de conflicto, sin embargo requiere de un constante monitoreo y un plan de contingencia (Aune *et al.* 2010a).

VII. Conclusiones

La manada de Janos-Hidalgo, como otras manadas de bisontes de las planicies, muestra mayor uso de pastizal que de otros tipos de vegetación, se mantiene a menos de 5 km de cuerpos de agua y a más de 2 km de carreteras y tiene el potencial de expandirse en la región si hay cambios en su manejo que no limiten el tamaño de la población alrededor de 100 individuos y siempre y cuando no se continúe con la construcción del nuevo muro fronterizo que ya cubre parte del valle utilizado por los bisontes (List 2007).

El modelo de nicho ecológico generado con el programa Maxent para el bisonte de las planicies mostró que parte de la distribución potencial del bisonte se encuentra en el noroeste de su distribución histórica en México. En esta zona se detectaron sitios con parches de pastizal natural, halófilo y con vegetación secundaria con superficie de 1 – 1385 km² esparcidos a lo largo de la región, cubriendo una tercera parte del área. Se consideró el tamaño del parche y su composición respecto al pastizal natural, así como el traslape con áreas naturales protegidas y zonas de distribución conocida y potencial del perrito llanero para elegir diez parches como sitios para iniciar proyectos de reintroducción de bisontes. De acuerdo con los criterios establecidos en por el grupo de especialistas en bisonte de la IUCN (Gates *et al.* 2010c), las áreas seleccionadas representan aportaciones grandes y permitirán tener redundancia en la ecorregión del Desierto Chihuahuense, donde actualmente sólo se encuentra una manada de bisontes, la de Janos-Hidalgo.

Los sitios identificados en este trabajo están basados en variables ambientales, toman en cuenta zonas de impacto humano, y dan preferencia a áreas con un contexto político y legal que favorece la conservación, así como buscar recuperar interacciones entre especies del pastizal. Sin embargo, es necesario evaluar los sitios en campo para determinar

la disponibilidad de forraje y considerar los posibles cambios en la vegetación derivados del cambio climático (Gross *et al.* 2010; Allred *et al.* 2013), así como iniciar diálogos con los dueños de los predios para desarrollar una estrategia de reintroducción que priorice la restauración del pastizal, sus procesos y servicios ambientales y a la vez genere oportunidades para alternativas productivas.

VIII. Literatura citada

- Allred, B.W., S.D. Fuhlendorf, R.G. Hamilton. 2011. The role of herbivores in Great Plains conservation: comparative ecology of bison and cattle. *Ecosphere*, Volumen 2: art26.
- Allred, B.W., S.D. Fuhlendorf, T.J. Hovick, R. D. Elmore, D.M. Engle, A. Joern. 2013. Conservation implications of native and introduced ungulates in a changing climate. *Global Change Biology*, doi: 10.1111/gcb.12183
- Anderson, R. 2006. Evolution and origin of the Central Grassland of North America: climate, fire and mammalian grazers. *Journal of the Torrey Botanical Society*, Volumen 133: 626-647.
- Anderson, S. 1972. Mammals of Chihuahua, Taxonomy and Distribution. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, Volumen 48: 149-410.
- Araiza, M. L. Carrillo, R. List, C.A. López González, E. Martínez Meyer, P.G. Martínez-Gutiérrez, O. Moctezuma, N.E. Sánchez-Morales, J. Servin. 2012. Consensus criteria for potential areas for wolf reintroduction in Mexico. *Conservation Biology*, Volumen 26: 630-637.
- Aune, K., C.C. Gates, B.T. Elkin, M. Hugh-Jones, D.O. Joly, J. Nishi. 2010a. Reportable or notifiable diseases. En: Gates, C., C. Freese, P. Gogan, M. Kotzman (Eds.). *American Bison: Status Survey and Conservation Guidelines 2010*, Gland, Suiza: IUCN, pp. 27-38.
- Aune, K., R. Wallen, C.C. Gates, K. Ellison, C.H. Freese, R. List. 2010b. Legal status, policy and listings. En: Gates, C., C. Freese, P. Gogan, M. Kotzman (Eds.). *American Bison: Status Survey and Conservation Guidelines 2010*, Gland, Suiza: IUCN, pp. 63-84.
- Boyd, D. 2003. Conservation of North American bison: status and recommendations. Tesis de Maestría. University of Calgary, Alberta. 235 pp.
- Boyd, D.P., G.A. Wilson, J.N. Derr, N.D. Halbert. 2010. Genetics. En: Gates, C., C. Freese, P. Gogan, M. Kotzman (Eds.). *American Bison: Status Survey and Conservation Guidelines 2010*, Gland, Suiza: IUCN, pp. 19-26.
- Bragg, T.K., R. Hamilton, A. Steuter. 2002. Guidelines for Bison Management. The Nature Conservancy (TNC). Arlington, Virginia. 41 pp.

- Braunisch, V., K. Bollmann, R. Garf, A. Hirzel. 2008. Living on the edge -modeling habitat suitability for species at the edge of their fundamental niche. *Ecological Modeling*, Volumen 214: 153-167.
- Brodie, J.F. 2008. A review of American bison (*Bos bison*) demography and population dynamics. American Bison Society, Wildlife Conservation Society. ABS Working paper No. 2. 51 pp.
- Byers, C., R. Steinhorst, P. Krausman. 1984. Clarification of a technique for analysis of utilization-availability data. *The Journal of Wildlife Management*, Volumen 48: 1050-1053.
- Campbell, B.H y M. Hinkes. 1983. Winter diets and habitat use of Alaska bison after wildfire. *Wildlife Society Bulletin*, Volumen 11: 16-21.
- Ceballos González, G. J. y R. List. 2011. Inventario de especies de vertebrados para apoyar la creación del Ordenamiento Ecológico y la Reserva de la Biósfera Janos, Chihuahua. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Ecología. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. FQ016. México, D.F.
- Ceballos, G., Pacheco, J. & List, R., 1999. Influence of prairie dogs (*Cynomys ludovicianus*) on habitat heterogeneity and mammalian diversity in Mexico. *Journal of Arid Environments*, Volumen 41, pp. 161-172.
- Ceballos, G., R.List, J. Pacheco, P. Manzano-Fischer, G. Santos, M. Royo. 2005. Prairie dogs, cattle and crops: diversity and conservation of the grassland-shrubland habitat mosaic in northwestern Chihuahua. En: Carton, J.L.E, G.Ceballos, R.S. Felger (Eds.) *Biodiversity, ecosystems, and conservation in northern Mexico*. Oxford: Oxford University Press, pp. 424-438.
- Ceballos-González, G., S. Blanco, C. González, E. Martínez. 2006. *Cynomys ludovicianus* (perro llanero de cola negra). Distribución potencial. http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/cynludovgw.xml?_httpcache=yess&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html_xsl_indent=no [Último acceso: 21 Enero 2013].
- Ceballos, G. A. Davidson, R. List, J. Pacheco, P. Manzano-Fischer, G. Santos-Barrera, J. Cruzado. 2010. Rapid decline of a grassland system and its ecological and conservation implications. *PloS ONE*, Volumen 5: e8562.

- CEC y TNC 2005. North American Central grasslands priority conservation areas: technical report and documentation, Montreal, Quebec: Eds. J.W. Karl & J. Hoth. Commission for Environmental Cooperation and The Nature Conservancy. 153 pp.
- Chipault, J.G., J.K. Detling. 2013. Bison selection of prairie dog colonies on shortgrass steppe. *Western North American Naturalist*, Volumen 73: 168-176.
- Cid, M., J. Detling, A. Whicker, A. Brizuela. 1991. Vegetational responses of a mixed-grass prairie site following exclusion of prairie dogs and bison. *Journal of Range Management*, Volumen 44: 100-105.
- Ciuti, S., J.M. Northrup, T.B. Muhly, S. Simi, M. Musiani, J.A. Pitt, M.S. Boyce. 2012. Effects of humans on behaviour of wildlife exceed those of natural predators in a landscape of fear. *PLoS ONE*, Volumen 7: e50611.
- CONABIO. 2010. *Cynomys ludovicianus* (perro llanero cola negra). Distribución conocida. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Datos obtenidos del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB), registros comprendidos entre los años de 1890 y 1994 (registros no continuos). México. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/> [Último acceso: el 2 de junio de 2013]
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2006. Estudio Previo Justificativo para el establecimiento del Área Natural Protegida: Reserva de la Biosfera Janos, Chihuahua, México, pp. 82+ 5 anexos.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2013. Certificado por el que se reconoce como área natural protegida, con la categoría de área destinada voluntariamente a la conservación "Los Fresnos". CERTIFICADO CONANP-352/2013.
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas) 2012. Cobertura de las Áreas Naturales Protegidas de México. <http://www.conanp.gob.mx/sig/imgmapoteca/mapoteca.htm> [Último acceso: el 9 de febrero de 2013]
- Coppedge, B. y J. Shaw. 1997. Effects of horning and rubbing behavior by Bison (*Bison bison*) on woody vegetation in a tallgrass prairie landscape. *American Midland Naturalist*, Volumen 138: 189-196.

- Coppedge, B. y J. Shaw. 1998. Bison Grazing Patterns on Seasonally Burned Tallgrass Prairie. *Journal of Range Management*, Volumen 51: 258-264.
- Coppedge, B., D.M. Leslie Jr., J.H. Shaw. 1998. Botanical composition of bison diets on tallgrass prairie in Oklahoma. *Journal of Range Management*, Volumen 51: 379-382.
- Coppock, D., J. Ellis, J. Detling, M. Dyer. 1983a. Plant-herbivore interactions in a North American mixed-grass prairie I. Effects of black-tailed prairie dogs on interseasonal aboveground plant biomass and nutrient dynamics and plant species diversity. *Oecologia*, Volumen 56: 1-9.
- Coppock, D., J. Ellis, J. Detling, M. Dyer. 1983b. Plant-herbivore interactions in a North American mixed-grass prairie II. Responses of bison to modification of vegetation by prairie dogs. *Oecologia*, Volumen 56: 10-15.
- COTECOCA. 1978. Comisión técnica consultiva para la determinación de los coeficientes de agostaderos. SARH, Chihuahua. 151 pp.
- Curtin, C.G., N.F. Sayre, B.D. Lane. 2002. Transformations of the Chihuahuan borderlands: grazing, fragmentation, and biodiversity conservation in desert grasslands. *Environmental Science & Policy*, Volumen 5: 55-68.
- Dinerstein, E., D. Olson, J. Atchley, C. Loucks, S. Contreras-Balderas, R. Abell, E. Iñigo, E. Enkerlin, C. Williams, G. Castilleja. 2000. Ecoregion-Based Conservation in the Chihuahuan Desert. A Biological Assessment. WWF, CONABIO, TNC, PRONATURA, ITESM. 122 pp.
- D.O.F. (Diario Oficial de la Federación) 2012. ACUERDO por el que se da a conocer el resumen del Programa de Manejo del Área Natural Protegida con el carácter de Reserva de la Biosfera Janos. 12 de Noviembre de 2012.
- Dugelby, B.L., D. Foreman, R. List, B. Miller, J. Humphrey, M. Seidman, R. Howard. 2001. En: Maehr, D.S., R.F. Noss y J.L. Larkin (Eds.). 2001. Large Mammal Restoration, Ecological and Sociological Challenges in the 21st Century. Island Press. USA. 375 pp.
- Ehrenfeld, J.G. 2000. Defining the Limits of Restoration: The Need for Realistic Goals. *Restoration Ecology*, Volumen 8: 2-9.
- Elith, J., C. H. Graham, R. P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R.J. Hijmans, F. Huettmann, J.R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L.G. Lohmann, B.A. Loiselle, G.

- Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. McC. Overton, A.T. Peterson, S.J. Phillips, K.S. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R.E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M.S. Wisz, N.E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, Volumen 29: 129-151.
- Facka, A.N., G.W. Roemer, V.L. Mathis, M. Kam, E. Geffen. 2010. Drought leads to collapse of black-tailed prairie dog populations reintroduced to the Chihuahuan Desert. *The Journal of Wildlife Management*, Volumen 74: 1752-1762.
- FAO. 1986. The Przewalski horse and restoration to its natural habitat in Mongolia. FAO Animal Production and Health Papers 61, Roma.
- Fahrig, L. y T. Rytwinski. 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society*, Volumen 14: art21.
- Flores, D. 1991. Bison ecology and bison diplomacy. *Journal of American History*, Volumen 78: 465-485.
- Forman, R.T.T., L.E. Alexander. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, Volumen 29: 207-231.
- Fortin, D. y M. Andruskiw. 2003. Behavioral response of free-ranging bison to human disturbance. *Wildlife Society Bulletin*, Volumen 31: 804-813.
- Fortin, D., J.M. Fryxell, L. O'Brodovich, D. Frandsen. 2003. Foraging ecology of bison at the landscape and plant community levels: the applicability of energy maximization principles. *Oecologia*, Volumen 134: 219-227.
- Franklin, J. 2009. Mapping species distributions: Spatial inference and prediction. Cambridge University Press. Cambridge, U.K. 320 pp.
- Freese, C.H., K.E. Aune, D.P. Boyd, J.N. Derr, S.C. Forrest, C.C. Gates, P.J.P. Gogan, S.M. Grassel, N.D. Halbert, K. Kunkel, K.H. Redford. 2007. Second chance for plains bison. *Biological Conservation*, Volumen 136: 175-184.
- Fuller, W. 1959. The horns and teeth as indicators of age in bison. *The Journal of Wildlife Management*, Volumen 23: 342-344.
- Fuller, W.A. 1960. Behaviour and social organization of the wild bison of Wood Buffalo National Park, Canada. *Artic*, Volumen 13: 2-19.

- Gap Analysis Program. 2010. National Land Cover Gap Analysis Proyect. Version 1. USGS. ftp://ftp.gap.uidaho.edu/outgoing/National/National_landcover.zip [Último acceso: el 21 de Febrero de 2013]
- García, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Offset Larios. México. 217 pp.
- García, E., Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 1998. Climas (clasificación de Koppen, modificado por García). Escala 1:1000000. México. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/> [Último acceso: el 12 de agosto de 2013]
- Gates, C. & Aune, K. 2008. Bison bison. En: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. <http://www.iucnredlist.org> [Último acceso: el 25 de Julio de 2013]
- Gates, C.C., K. Ellison, C.H. Freese, K. Aune, D.P.Boyd. 2010a. Numerical and Geographic Status. En: Gates, C., C. Freese, P. Gogan, M. Kotzman (Eds.). American Bison: Status Survey and Conservation Guidelines 2010, Gland, Suiza: IUCN, pp. 55-62.
- Gates, C.C., R.O. Stephenson, P.J.P. Gogan, C.H. Freese, K.Kunkel. 2010b. Guidelines for Ecological Restoration of Bison. En: Gates, C., C. Freese, P. Gogan, M. Kotzman (Eds.). American Bison: Status Survey and Conservation Guidelines 2010, Gland, Suiza: IUCN, pp. 103-112.
- Gates, C., C. Freese, P. Gogan, M. Kotzman. 2010c. American Bison: Status Survey and Conservation Guidelines 2010, Gland, Suiza: IUCN, pp. 103-112.
- Gauthier, D. A., A. Lafon, T.P. Toombs, J. Hoth, E. Wiken. 2003. Grasslands: Towards a North American Conservation Strategy. Canadian Plains Research Center, University of Regina, Regina Saskatchewan, and Comission for Environmental Cooperation, Montral, Quebec, Canada. 99.pp.
- Gerlanc, N.M. y G.A. Kaufman. 2003. Use of bison wallows by anurans on Konza Prairie. American Midland Naturalist, Volumen 150: 158-168.
- GBIF. Datos de ocurrencia de biodiversidad (Bison bison) proporcionados por: Museum für Naturkunde Berlin, Museo Argentino de Ciencias Naturales, University of Colorado Museum of Natural History, CUMV-Mammal, Denver Museum of Nature and Science Mammal Collection, Museum of Southwestern Biology, Albuquerque, NM, Field

- Museum of Natural History, University of Kansas Biodiversity Institute, Natural History Museum of Los Angeles County, MSB, UWBM, University of Washington Burke Museum, ROM, UCM, MSU, MVZ Mammal Catalog, University of Alaska Museum, UWYMV, Michigan State University Museum (Obtenido a través del portal de datos de GBIF) <http://www.gbif.net> [Último acceso: el 5 de mayo de 2013]
- Gogan, P.J.P., N.C. Larter, J.H. Shaw, J.E. Gross, C.C. Gates, J. Turett. 2010. General Biology, Ecology and Demographics. En: Gates, C., C. Freese, P. Gogan, M. Kotzman (Eds.). American Bison: Status Survey and Conservation Guidelines 2010, Gland, Suiza: IUCN, pp. 39-54.
- Gross, J.E., N.D. Halbert, J.N. Derr, K. Aune, J. Berger, B.T. Elkin, C.C. Cormack Gates, P.J.P. Gogan, D. Hunter, D.O. Joly, D.J. Lammers, N.C. Larter, D. Licht, R. List, R.L. Paulson, J. Powers, R.O. Stephenson, J. Truett, R. Wallen, M. Wild. 2010. Conservation Guidelines for Population, Genetic, and Disease Management. En: Gates, C., C. Freese, P. Gogan, M. Kotzman (Eds.). American Bison: Status Survey and Conservation Guidelines 2010, Gland, Suiza: IUCN, pp. 85-101.
- Guisan, A. y W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, Volumen 8: 993-1009.
- Halbert, N.D. y J.N. Derr. 2007. A comprehensive evaluation of cattle introgression into US Federal bison herds. *Journal of Heredity*, Volumen 98: 1-12.
- Halbert, N.D. y J.N. Derr. 2008. Patterns of genetic variation in US Federal bison herds. *Molecular Ecology*, Volumen 17: 4963-4977.
- Hernández, P.A., C.H. Graham, L.L. Master, D.L. Albert. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, Volumen 29: 773-785.
- Hijmans, R.J., S.E. Cameron, J.L. Parra, P.G. Jones, A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, Volumen 25: 1965-1978. <http://www.worldclim.org/> [Último acceso: el 26 de febrero de 2013]
- Hoekstra, J.M., T.M. Boucher, T.H. Ricketts, C. Roberts. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters*, Volumen 8: 23-29

- Hoogland, J.L. 2006. Conservation of the black-tailed prairie dog: saving North America's western grasslands. Island Press. USA. 350pp.
- Hutchinson, G. 1957. Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology, pp. 415-427.
- INEGI. 2004. Conjunto de Datos Vectoriales Topográficos escala 1:50 000.
- INEGI. 2009a. Conjunto de Datos Vectoriales de Uso del Suelo y Vegetación serie IV, escala 1:250 000.
- INEGI. 2009b. Guía para la interpretación de cartografía uso de suelo y vegetación Serie III, escala 1:250 000. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México. 74 pp.
- INEGI. 2012. Guía para la interpretación de cartografía uso de suelo y vegetación Serie IV, escala 1:250 000. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México. 126 pp.
- IUCN. 1998. Guidelines for Re-introductions. Prepared by the IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 10 pp.
- IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. <http://www.iucnredlist.org> [Último acceso: el 7 de febrero de 2013]
- IUCN SSC Antelope Specialist Group 2011. *Oryx leucoryx*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. <http://www.iucnredlist.org>. [Último acceso: el 25 de agosto de 2013]
- Jiang, G., M. Zhang, J. Ma. 2008. Habitat use and separation between red deer *Cervus elaphus xanthopygus* and roe deer *Capreolus pygargus bedfordi* in relation to human disturbance in the Wadashan Mountains, north eastern China. *Wildlife Biology*, Volumen 14: 92-100.
- Kagima, B.. 2008. Habitat selection and diet of native ungulates in an ongoing tallgrass prairie reconstruction effort. Tesis de Maestría. Graduate Thesis and Dissertations. Paper 11772. 64 pp.
- Knapp, A.K., J.M. Blair, J.M. Briggs, S.L. Collins, D.C. Hartnett, L.C. Johnson, E.G. Towne. 1999. The keystone role of bison in North American Tallgrass Prairie. *BioScience*, Volumen 49: 39-50.

- Knowles, C.J. 1986. Some relationships of black-tailed prairie dogs to livestock grazing. *Great Basin Naturalist*, Volumen 46: 198-203.
- Koch, R., H. G. Jung, J. D. Crouse, V. H. Varel, L. V. Cundiff. 1995. Growth, digestive capability, carcass, and meat characteristics of *Bison bison*, *Bos taurus*, and *Bos x Bison*. *Journal of Animal Science*, Volumen 73: 1271-1281.
- Koehler, K. y K. Larntz. 1980. An empirical investigation of goodness-of-fit statistics for sparse multinomials. *The Journal of the American Statistical Association*, Volumen 75: 336-344.
- Krueger, K. 1986. Feeding relationships among bison, pronghorn and prairie dogs: an experimental analysis. *Ecology*, Volumen 63: 760-770.
- Kuemmerle T., V.C. Radeloff, K. Perzanowski, P. Kozlo, T. Sipko, P. Khoyetsky, A.T. Bashta, E. Chikurova, I. Parnikoza, L. Baskin, P. Angelstam, D.M Waller. 2011. Predicting potential European bison habitat across its former range. *Ecological Applications*, Volumen 21: 830-843.
- Larter, N.C., A.R.E. Sinclair, T. Ellsworth, J. Nishi, C.C. Gates. 2000. Dynamics of reintroduction in an indigenous large ungulate: the wood bison of northern Canada. *Animal Conservation*, Volumen 4: 299-309.
- Lascurain, M., R. List, L. Barraza, E. Díaz Pardo, F. Gual Sill, M. Maunder, J. Dorantes, V.E. Luna. 2009. Conservación de especies *ex situ* en Capital Natural de México, vol. II: Estado de Conservación y Tendencias de cambio. CONABIO, México, pp. 517-544.
- List, R. 2007. Los impactos del muro fronterizo sobre los mamíferos silvestres. En: Córdova, A. y C. de la Parra (Eds.). Una barrera a nuestro ambiente compartido, el muro fronterizo entre México y Estados Unidos. SEMARNAT, INE, Colegio de la Frontera Norte, Consorcio de Investigación y Política Ambiental del Suroeste. México. 214 pp.
- List, R., G. Ceballos, C. Curtin, P.J. Gogan, J. Pacheco, J. Truett. 2007. Historic Distribution and Challenges to Bison Recovery in the Northern Chihuahuan Desert. *Conservation Biology*, Volumen 21: 1487-1494.
- List, R. J. Pacheco, E. Ponce, R. Sierra-Corona, G. Ceballos. 2010. The Janos Biosphere Reserve, Northern Mexico. *International Journal of Wilderness*, Volumen 16: 36-41.

- Lott, D.F., S. Minta. 1983. Home ranges of American bison cows on Santa Catalina Island, California. *Journal of Mammalogy*, Volumen 64: 161-162.
- MaNIS, Mammal Networked Information System. Bison bison occurrences.
<http://www.manisnet.org> [Último acceso: el 5 de mayo de 2013]
- Martin, A.C., H.S. Zim, A.L. Nelson. 1951. *American wildlife and plants: A guide to wildlife food habits*. Dover, NY. 500 pp.
- Martínez-Meyer, E., A. Townsend Peterson, J.I. Servín, L.F. Kiff. 2006. Ecological niche modelling and prioritizing areas for species reintroductions. *Oryx*, Volumen 40: 411-418.
- McGarigal, K. y B.J. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest, Research Station. 122 pp.
- Meagher, M.M. 1973. *The Bison of Yellowstone National Park*. National Park Service. Scientific Monograph Series No. 1. 161 pp.
- Meagher, M. 1986. Bison bison. *Mammalian Species*, Volumen 266: 1-8.
- Meagher, M. 1989a. Evaluation of boundary control for bison of Yellowstone National Park. *Wildlife Society Bulletin*, Volumen 17: 15-19.
- Meagher, M. 1989b. Range expansion by bison in Yellowstone National Park. *Journal of Mammalogy*, Volumen 70: 670-675.
- Miller, B., R. Reading, J. Hoogland, T. Clark, G. Ceballos, R. List, S. Forrest, L. Hanebury, P. Manzano, J. Pacheco, D. Uresk. 2000. The role of prairie dogs as a keystone species: a response to Stapp. *Conservation Biology*, Volumen 14: 318-321.
- NatureServe. 2004. *Landcover Descriptions for the Southwest Regional Gap Analysis Project*. NatureServe. Estados Unidos. 179 pp.
- Neu, C., C. Byers, J. Peek. 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. *The Journal of Wildlife Management*, Volumen 38: 541-545.

- New Mexico Department of Transportation. 2013. TIMS Road Segments by posted route/point with ADDT info. NM, NMX-Routes. Transportation Information Management System. http://www.dot.state.nm.us/content/dam/nmdot/Data_Management/NM_AADT_Listing.pdf [Último acceso: el 3 de septiembre de 2013]
- Nippert, J.B, T.S.F. Culbertson, G.L. Orozco, T.W. Ocheltree, B.R. Helliker. 2013. Identifying the water sources consumed by bison: implication for large mammalian grazers worldwide. *Ecosphere*, Volumen 4: art23.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). 2013. 1981-2010 Climate Normals, Antelope Wells. <http://www.ncdc.noaa.gov/data-access/land-based-station-data/land-based-datasets/climate-normals/1981-2010-normals-data> [Último acceso: el 31 de marzo de 2013]
- Olson, D.M., E. Dinerstein, R. Abell, T. Allnutt, C. Carpenter, L. McClenachan, J. D'Amico, P. Hurley, K. Kassem, H. Strand, M. Taye, M. Thieme. 2000. *The Global 200: A Representation Approach to Conserving the Earth's Distinctive Ecoregions*. World Wildlife Fund. USA. 179 pp.
- Owen, M. 2009. *Habitat suitability and modeling for eld's deer (Rucervus eldii siamensis), northwest Cambodia*. Tesis de Maestría. Imperial College London. 50 pp + 9 apéndices.
- Panunzi, E., 2008. *Are Grasslands Under Threat?* Food and Agriculture Organization. http://www.fao.org/ag/agp/agpc/doc/grass_stats/grass-stats.htm [Último acceso: Marzo 2009].
- Pearson, R.G., C.J. Raxworthy, M. Nakamura, T.A. Peterson. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, Volumen 34: 102-117.
- Peden, D. 1976. Botanical composition of bison diets on shortgrass plains. *American Midland Naturalist*, Volumen 96: 225-229.
- Peden, D.G., G. M. Van Dyne, R. W. Rice, R. M. Hansen . 1974. The trophic ecology of *Bison bison* L. on shortgrass Plains. *The Journal of Applied Ecology*, Volumen 11: 489-497.
- Phillips, S., R. Anderson, R. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modeling*, Volumen 190: 231-259.

- Phillips, S. y M. Dudík. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, Volumen 31: 161-175.
- Pieper, R.D. 2005. Grasslands of Central North America. En: Suttie, J. M., S. G. Reynolds, and C. Batello (Eds.). *Grasslands of the world*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- Plumb, G. y J. Dodd. 1993. Foraging ecology of bison and cattle on a mixed prairie: Implications for natural area management. *Ecological Applications*, Volumen 3: 631-643.
- Popper, D.E. y F.J. Popper. 1987. The Great Plains: from dust to dust. *Planning*, Volumen 53: 12-18.
- Popper, D.E. y F.J. Popper. 2004. The Great Plains and the Buffalo Commons. En: Janelle, D.G., B. Warf, K. Hansen (Eds.). *World Minds, geographical perspectives on 100 problems*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Neatherlands, pp 345-350.
- Post, D.M., T.S. Armbrust, E.A Horne, J.R. Goheen. 2001. Sexual segregation results in differences in content and quality of bison (*Bos bison*) diets. *Journal of Mammalogy*, Volumen 82: 407-413.
- Potter, B.A., C. Gerlach, C.C. Gates, D.P. Boyd, G.A. Oetelaar, J.H. Shaw. 2010. History of Bison in North America. En: Gates, C., C. Freese, P. Gogan, M. Kotzman (Eds.). *American Bison: Status Survey and Conservation Guidelines 2010*, Gland, Suiza: IUCN, pp.5-12.
- Pretty, J. y D. Smith. 2003. Social capital in biodiversity conservation and management. *Conservation Biology*, Volumen 18: 631-638.
- Redford, K. y E. Fearn. 2007. *Ecological Future of Bison in North America: a Report from a Multi-stakeholder, Transboundary Meeting*. Wildlife Conservation Society. Working paper No. 30. 64 pp.
- Rempel, R.S., D. Kaukinen., A.P. Carr. 2012. *Patch Analyst and Patch Grid*. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario. <http://cnfer.on.ca/SEP/patchanalyst/> [Último acceso: el 3 de mayo de 2013]
- Reynolds, H., C. Gates, R. Glaholt. 2003. Bison. En: G.A. Feldhamer, B.C. Thompson, J.A. Chapman. (Eds.) *Wild Mammals of North America: Biology, Management, and*

- Conservation. 2nd ed. Baltimore, Maryland: The John Hopkins University Press, pp. 1009-1060.
- Ricketts, T. H., E. Dinerstein, D.M. Olson, C.J. Loucks, W. Eichbaum, D. DellaSala, K. Kavanagh, P. Hedao, P.T. Hurley, K.M. Carney, R. Abell, S. Walters. 1999. Terrestrial Ecoregions of North America: A Conservation Assessment. World Wildlife Fund, EUA y Candada. Island Press. 485 pp.
- Rosco, J. y J. Byars, J. 1971. An investigation of the restraints with respect to sample size commonly imposed on the use of the chi-square statistic. *Journal of the American Statistical Association*, Volumen 66: 755-759.
- Rzedowski, J. 1981. *Vegetación de México*. Editorial Limusa. México. 432 pp.
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación), COTECOCA (Comité Técnico Consultivo de Coeficientes de Agostadero). 2009. Coeficientes de Agostadero por Entidad (hectárea por unidad animal). http://aplicaciones.semarnat.gob.mx/estadisticas/compendio2010/10.100.13.5_8080/ibi_apps/WFServlet77fe.html [Último acceso: el 31 de agosto de 2013]
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación), SENASICA (Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria), DEAR (Dirección de Epidemiología y Análisis de Riesgo). 2013. Situación zoonositaria en los estados de la República Mexicana (15 de Agosto de 2013). <http://www.senasica.gob.mx/includes/asp/download.asp?IdDocumento=24954&IdUrl=64415> [Último acceso: el 2 de Septiembre de 2013]
- Sanderson, E. W., K. H. Redford, B. Weber, K. Aune, D. Baldes, J. Berger, D. Carter, C. Curtin, J. Derr, S. Dobrott, E. Fearn, C. Fleener, S. Forrest, C. Gerlach, C. C. Gates, J. Gross, P. Gogan, S. Grassel, J. A. Hilty, M. Jensen, K. Kunkel, D. Lammers, R. List, K. Minkowski, T. Olson, C. Pague, P. B. Robertson, y B. Stephenson. 2008. The Ecological Future of the North American Bison: Conceiving Long-term, Large-scale Conservation of Wildlife. *Conservation Biology*, Volumen 22: 252-266.
- Sayre, N.F. y R.L. Night. 2010. Potential effects of United States-Mexico border hardening on ecological and human communities in the Malpai Borderlands. *Conservation Biology*, Volumen 24: 345-348

- SEMARNAP, Subsecretaría de Recursos Naturales. 1998. Mapa de suelos dominantes de la República Mexicana. (Primera aproximación 1996). Escala 1:4000000. México.
<http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/> [Último acceso: el 12 de agosto de 2013]
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM 059-ECOL-2010, Protección ambiental - Especies nativas de México de flora y fauna silvestres Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio - Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación.
- Shaw, J., 1995. How many bison originally populated western rangelands? *Rangelands*, Volumen 17: 148-150.
- Soberon, J. y A. Peterson. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*, Volumen 2: 1-10.
- Soulé, M.E., J. Terborgh. 1999. Conserving nature at regional and continental scales: a scientific program for North America. *BioScience*, Volumen 49: 809-817.
- Sprechini, G. 2009. Unit 29 Chi-Square Goodness-of-Fit Test.
http://lycofs01.lycoming.edu/~sprgene/M123/Text/UNIT_29.pdf [Último acceso: 16 Abril 2012]
- Swets, J.A. 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*, Volumen 240: 1285-1293.
- Truett, J.C., M. Phillips, K. Kunkel, R. Miller. 2001. Managing Bison to Restore Biodiversity. *Great Plains Research*, Volumen 11: 123-144.
- Turner Enterprises, Inc. 2012. Turner Ranches. <http://www.tedturner.com/turner-ranches/> [Último acceso: 4 Septiembre 2013].
- United States Census Bureau, Geography Division. 2010. TIGER/Line Populated Places, New Mexico. <http://www.census.gov/geo/www/tiger> [Último acceso: el 25 de abril de 2013]
- USGS (United States Geological Survey). 2000. HYDRO1k Elevation Derivative Database. USGS EROS Data Center, Sioux Falls, SD.
<http://edc.usgs.gov/products/elevation/gtopo30/hydro/index.html> [Último acceso: el 3 de marzo de 2013]

- USGS. 2005. High Resolution Orthoimagery. <http://earthexplorer.usgs.gov/> [Último acceso: el 31 de enero de 2013]
- USGS National Geospatial Program. 2006. USGS The National Map Transportation. USGS TNM - National Transportation Dataset, U.S. Census Bureau - TIGER/Line <http://viewer.nationalmap.gov/viewer/> [Último acceso: el 26 de marzo de 2013]
- Van Vuren, D. 1983. Group Dynamics and Summer Home Range of Bison in Southern Utah. *Journal of Mammalogy*, Volumen 64: 329-332.
- Van Vuren, D. 1984. Summer diets of bison and cattle in southern Utah. *Journal of Range Management*, Volumen 37: 260-261.
- Van Vuren, D. y M.P. Bray. 1986. Population dynamics of bison in the Henry Mountains, Utah. *Journal of Mammalogy*, Volumen 67: 503-5011.
- Vidal-Zepeda, R. 1990. Precipitación media anual en: Precipitación, IV.4.6. Atlas Nacional de México. Vol II. Escala 1 :4000000. Instituto de Geografía, UNAM. México. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/> [Último acceso: el 12 de agosto de 2013]
- Wester, P., D.J. Merrey, M. de Lange. 2003. Boundaries of consent: stakeholder representation in river basin management in Mexico and South Africa. *World Development*, Volumen 31: 797-812.
- Wilshusen, P.R., S.R. Brechin, C.L. Fortwangler, P.C. West. 2002. Reinventing a square wheel: Critique of a resurgent “Protection Paradigm” in international biodiversity conservation. *Society and Natural Resources*, Volumen 15: 17-40.
- White, R., S. Murray, M. Rohweder. 2000. Pilot analysis of global ecosystems: Grassland ecosystems. World Resources Institute. Washington, D.C. 69 pp. http://pdf.wri.org/page_grasslands.pdf [Último acceso: 9 de junio 2013].
- WWF (World Wildlife Fund). 2004. Terrestrial Ecoregions of the World. http://SASQUATCH\DATA\ecoregions\version_2\new_version\wwf_terr_ecos.shp [Último acceso: el 12 de agosto de 2013]
- Wisn, M.S., R.J. Hijmans, J. Li, A.T. Peterson, C.H. Graham, A. Guisan, NCEAS Predicting Species Distributions Working Group. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions*, Volumen 14: 763-773.