

Protocolo para las Técnicas de Investigación y Monitoreo de Jaguares

Una propuesta para el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de EEUU
Como cumplimiento parcial del Contrato F13PX01563

16 de octubre de 2014



© Daniel Alarcon



John Polisar, Sean M. Matthews, Rahel Sollman, Marcella J. Kelly, Jon P. Beckmann, Eric W. Sanderson, Kim Fisher, Melanie Culver, Rodrigo Núñez, Octavio C. Rosas Rosas, Carlos A. López González, Bart J. Harmsen, Tim G. O'Brien, Carlos De Angelo, y Fernando C. C. Azevedo

TABLA DE CONTENIDIO

Tabla de Contendio.....	ii
Índice de Cuadros	v
Índice de Figuras.....	vi
Resumen Ejecutivo.....	1
Monitoreo y Conservación de los Jaguares	4
Jaguares En La Unidad de Recuperación Noroeste	7
Jaguares en las Américas.....	7
Disminución de los Límites de la Distribución del Jaguar.....	7
Jaguar Conservación del Jaguar de 1973 al Presente.....	8
Jaguares en México	9
Monitoreando los Jaguares en la NRU y en zonas cercanas	10
Situación del Jaguar y Hábitat en la NRU.....	10
Área Secundaria Fronteriza	11
Área Núcleo Sonora.....	14
Área Secundaria Sinaloa.....	18
Área Núcleo Jalisco	19
Presencia-Ausencia y Ocupación.....	23
Consideraciones Prácticas	24
Protocolo de Investigación para Monitorear la Ocupación de Jaguares	26
Definiendo y Eligiendo las Unidades de Muestreo	26
Cobertura Espacial de la Unidad de Muestreo	27
Duración del Muestreo	28
Instalando las Cámaras	28
Registro de Datos.....	30
Análisis de Datos	32
Equipos y Costos	33
Desafíos Logísticos.....	34
Modelos de Ocupación.....	34
Tipos de Modelos de Ocupación	34
Datos Piloto	37
Midiendo las Tendencias de Ocupación.....	37
Análisis de Poder	38

Modeando la Ocupación de las Especies Presa.....	39
Muestreo para Ocupación de Jaguares Basado en Señales.....	41
Conclusión.....	42
Abundancia y Densidad.....	44
Consideraciones Prácticas.....	46
Protocolo de Muestreo para el Monitoreo de la Abundancia y Densidad de Jaguares	49
Técnicas de Campo para la Estimación de Abundancia y Densidad.....	50
Elegiendo los Sitios de Muestreo	50
Distancia entre cámaras, Número de cámaras y Alcance espacial	51
Muestreo Genético Para Estimar Abundancia y Densidad.....	52
Duración del Muestreo	53
Instalando y Revisando las Cámaras	54
Registro de Datos.....	56
Análisis de Datos.....	59
Equipos y Costos	59
Desafíos Logísticos.....	61
Modelos de Captura y Recaptura para la Estimación de Abundancia y Densidad	62
Tipo de Modelos de Abundancia y Densidad.....	62
Datos Piloto	65
Midiendo las Tendencias de la Abundancia y Densidad.....	65
Conclusión.....	66
Genética Poblacional	68
Colecta de Heces de Jaguares.....	69
Búsqueda Oportunista.....	69
Colecta de Heces	70
Muestreo Usando Perros Entrenados para Detectar Heces.	71
Equipos y Costos	72
Métodos Genéticos de Laboratorio	72
Aislamiento de AND de las Heces	73
Identificación de Especie.....	73
Identificación Individual.....	74
Análisis de los Datos Genéticos de Heces de Jaguares.....	74
Identificación de Especies	74
Identificación Individual y Genética Poblacional	74

Parámetros Demográficos y Ecología Espacial.....	76
Dispersión y Movimientos de Larga Distancia.....	76
Demografía.....	77
Supervivencia y Reclutamiento.....	79
Área de Acción.....	82
Selección de Hábitat.....	83
Diseño de Muestreo.....	84
Disponibilidad de Datos.....	85
Covariables.....	86
Análisis de Datos.....	86
Conclusión.....	91
Colecta y Almacenamiento de Datos.....	93
Colecta y exportación.....	93
Estandarización.....	94
Introducción de datos y Edición.....	94
Edición Manual.....	94
Ingreso de datos Automático.....	94
Recomendaciones y Directrices para la Unidad de Recuperación del Noroeste.....	96
Literatura Citada.....	100
Anexo 1: Glosario.....	146
Anexo 2: Participantes del Taller de Abril de 2014.....	152
Anexo 3: Resumen de la Aplicación de las Técnicas.....	154
Anexo 4: Observaciones Directas de Jaguar y Puma.....	162
Anexo 5: Ficha para colecta de Datos de Huellas y Heces.....	163
Anexo 6: Ejemplo de Planilla para la Instalación de Trampas Cámara.....	164
Anexo 7: Ejemplo de Planilla para la Revisión de Trampas Cámara.....	165
Anexo 8: Ejemplo de Tarjeta con Datos para Fotografiar.....	166
Anexo 9: Ejemplo de una Planilla de Datos de Jaguares Fotografiados.....	167

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. La Unidad de Recuperación del Noroeste (NRU) por componentes.	130
--	-----

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1. Los 226.826 km² de la Unidad de Recuperación del Jaguar del Noroeste (NRU) se extiende a lo largo de la frontera entre Estados Unidos y México con 29.021 km² en Estados Unidos y 197.805 km² en México. 131
- Figura 2. Las poblaciones reproductivas conocidas en el Área Núcleo Sonora están en Sahuaripa-Huasabas y Alamos (puntos amarillos), y en el Área Núcleo Jalisco están en el sur de Sinaloa y en Chamela-Cuixmala (puntos verdes). 132
- Figura 3. La grilla de hexágonos de 452.500 km² en los 226.826 km² de la Unidad de Recuperación de Jaguares del Noroeste (NRU). 133
- Figura 4. La grilla de hexágonos de 155.500 km² en los 77.710 km² del Área Núcleo Sonora al norte de México. En el índice de aptitud del hábitat a una resolución de 1 km, indica que el verde más oscuro es una aptitud mayor (Sanderson y Fisher 2013). 134
- Figura 5. Ubicación de las trampas cámara individuales en un hexágono de 500 km² en los 77.710 km² del Área Núcleo Sonora en el norte de México. Se muestra el índice de aptitud del hábitat a una resolución de 1 km², donde el verde más oscuro indica mayor aptitud (Sanderson y Fisher 2013). 135
- Figura 6. Distribución posible de las trampas cámara dentro de cada hexágono para maximizar la cobertura espacial. 136
- Figura 7. Guido Ayala y Maria Vizcarra probando dos trampas cámara instaladas a lados opuestos de un camino en Bolivia. Foto de Julie Maher. 137
- Figura 8. Muestreo con trampas cámara usando cámaras pareadas en la Cuenca del Alto Caura, Bosques del Escudo Guayanés, Venezuela. Foto de Lucy Perera. 138
- Figura 9. Planilla estándar para la tabla en formato xlsx o csv que está en proceso de elaboración. Provisionalmente presenta estas columnas. 139
- Figura 10. Interfaz pública para la base de datos de observaciones de jaguares (<http://jaguardata.info/>) desarrollada por Wildlife Conservation Society, mostrando los comandos que permiten al usuario realizar filtros por texto, ubicación geográfica, año, tipo de evento, detalles de la ubicación y fecha, tipo de evidencia e identificación individual y sexo. 140

Figura 11. Interfaz del administrador de la base de datos de observaciones de jaguares (http://jaguadata.info/) desarrollada por Wildlife Conservation Society.....	141
Figura 12. Lista de eventos de jaguares de la base de datos (http://jaguadata.info/) desarrollada por Wildlife Conservation Society.....	142
Figura 13. Interfaz para la edición de eventos en la base de datos de observación de jaguares (http://jaguadata.info/) desarrollada por Wildlife Conservation Society.....	143
Figura 14. Edición del área de un registro poligonal para asociarlo con un evento de jaguar no puntual en la base de datos (http://jaguadata.info/) desarrollada por Wildlife Conservation Society.....	144
Figura 15. Bibliografía del jaguar en el programa Zotero vinculada con la base de datos de observaciones de jaguares (http://jaguadata.info/) desarrollada por Wildlife Conservation Society.....	145

RESUMEN EJECUTIVO

Los jaguares (*Panthera onca* L.) han vivido en las Américas por más de 2 millones de años, pero miles de años de expansión en su distribución han sido reducidos en los últimos cientos de años, particularmente en los márgenes de su distribución. En el límite norte, en Estados Unidos, se dispone de registros del Siglo XX con evidencia fotográfica, pieles y cráneos en Nuevo México, Arizona y Texas, mientras que las observaciones del Siglo XXI están limitadas al sur de Arizona y al extremo sudoeste de Nuevo México. Durante este período, el noroeste de México se ha mantenido como un reservorio de poblaciones de jaguares y como fuente de individuos a los Estados Unidos. Las pautas que rigen la disminución en la distribución del jaguar en su límite norte son similares a las del límite sur, y estas continúan en gran parte de su distribución. Esta especie está categorizada como Casi Amenazada por la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y en el Apéndice I de la Convención Internacional para el Tráfico de Especies Silvestres (CITES). El jaguar está identificado como una especie amenazada en México (SEMARNAT 2010), y es de prioridad nacional para la conservación (Ramírez-Flores y Oropeza-Huerta 2007). El Servicio de Pesca y Vida Silvestre de EEUU (USFWS por sus siglas en inglés) ha determinado que el jaguar es una especie en peligro en todo su rango de distribución, incluyendo a Estados Unidos, bajo la definición de la Ley de Especies Amenazadas (Endangered Species Act, U.S. Fish and Wildlife Service 1997).

La Unidad de Recuperación Noroeste del Jaguar (NRU por sus siglas en inglés) tiene una superficie de 226.826 km² que se extiende en la frontera entre Estados Unidos y México, de los cuales 29.021 km² están en Estados Unidos y 197.805 km² en México (Figura 1; Sanderson y Fisher 2013). El USFWS contrató a Wildlife Conservation Society (WCS) para: 1) realizar una completa revisión de bibliografía sobre técnicas y metodologías de monitoreo y estudios de jaguares (Polisar et al. 2014), y 2) redactar un protocolo para estudios y monitoreo para aplicarse en la NRU con especial atención en el monitoreo de especies de amplio rango. En la segunda mitad de esta tarea, presentamos el protocolo para las investigaciones y el monitoreo de jaguares en la NRU y una guía para el monitoreo a gran escala.

En Abril de 2014, WCS convocó un grupo de quince expertos en estudios de jaguares y personal del gobierno a un taller de 4 días en el Rancho Ladder en Caballo, Nuevo Mexico (ver [Anexo 2](#)). Nuestro objetivo fue desarrollar un protocolo para las investigaciones y monitoreo de jaguares basado en las recomendaciones de expertos de acuerdo a los tipos de hábitats y contextos sociales de la NRU para ser aplicado a las áreas donde aún habita el jaguar. Consideramos todos los métodos posibles de estudio de jaguares y los modelos empleados para documentar las tendencias poblacionales de jaguares y otros carnívoros mayores a través del tiempo y el espacio, antes de llegar a un acuerdo sobre un protocolo de investigación y monitoreo con bases en modelos de ocupación concentrados en las [Áreas Núcleo](#) de la NRU usando trampas cámara. También discutimos las variantes de este protocolo y los métodos para evaluar la abundancia y la densidad, las características genéticas de la población, los parámetros demográficos, los componentes de la ecología espacial de los jaguares, y los mecanismos para obtener los datos y

almacenarlos. Este protocolo para la investigación y monitoreo de jaguares diseñado por expertos y aplicado a escala múltiple es una receta para una serie de métodos complementarios que pueden detectar tendencias en un gradiente de hábitats y de densidades de jaguares en [áreas secundarias](#) y núcleo de la NRU, así como en un rango más amplio. En el [Anexo 3](#) se encuentra un resumen sobre la aplicación de las técnicas recomendadas.

Un cuestionamiento crítico para la conservación de los jaguares es saber si las poblaciones de jaguares están aumentando, disminuyendo o estables. Las escalas de la distribución de los jaguares demandan estudios rentables y repetibles que pueden aplicarse en áreas muy grandes y en varios países. Como núcleo de nuestras recomendaciones para el monitoreo de áreas grandes están los estudios de ocupación para: 1) evaluar la distribución espacial actual y estimar las áreas ocupadas por jaguares; y 2) proporcionar una línea base económica para las evaluaciones de tendencias en el espacio y el tiempo. Los muestreos de ocupación proporcionan datos indirectos sobre la abundancia de jaguares y la posibilidad de probar la influencia de las covariables de importancia biológica y de manejo. A través de la ocupación se puede saber dónde están los jaguares y nos indica porque se han establecido en esas zonas.

Los estudios de ocupación deben complementarse con los de captura y recaptura (CR) para estimar la abundancia en áreas clave y establecer una línea base de tendencias numéricas y patrones demográficos. Los estudios de ocupación y CR limitados a una temporada pueden reducir la variación debido a los movimientos estacionales de los jaguares. Los estudios de ocupación ayudan a seleccionar imparcialmente las áreas de estudio. En el caso de los métodos de CR basados en trampas cámara, recomendamos usar numerosas estaciones y una buena separación entre estaciones. Se pueden usar muestreos de heces a largo plazo para estudios de CR basados en genética. Para ambos métodos de CR, recomendamos áreas de muestreo muy grandes. Cuando hay asentamientos humanos cerca al área de estudio, se debe realizar un trabajo previo con las comunidades para obtener su permiso y apoyo en las investigaciones, lo que ayudará a mejorar la comunicación y la colaboración para una efectiva conservación de los jaguares. Recomendamos el uso de los modelos de CR espacialmente explícitos (SECR), aunque los modelos que no son SECR se pueden usar para comparar los estudios anteriores y ver las tendencias poblacionales. Presentamos una guía para el diseño de muestreo, la colecta de datos, la colecta de datos ad hoc, procesamiento de datos, y almacenamiento y análisis de todos los anteriores.

Los estudios de CR con trampas cámara dan las bases para los estudios a largo plazo de tendencias numéricas y patrones demográficos, pero la información que proporcionan sobre movimientos es limitada. Los datos sobre dispersión son mejores si se obtienen de telemetría con GPS satelital. La genética poblacional puede dar datos sobre los movimientos y el parentesco.

La selección de hábitat se puede analizar usando variables de ocupación, variables de CR, y datos precisos de ubicación obtenidos con telemetría. Aunque las correlaciones ambientales pueden ser datos a “grano grueso” provenientes de sensores remotos, los datos de grano fino se

obtienen de telemetría, y deben ser complementados con datos de grano fino y en tiempo real sobre la distribución de los recursos, amenazas y los parámetros ambientales en el área de estudio. En este documento damos recomendaciones sobre la estimación del área de acción de los animales, y sugerencias sobre cómo evaluar los recursos en estas áreas.

Los patrones demográficos pueden estimarse usando trampas cámara o telemetría, pero en ambos casos se precisa de estudios a largo plazo y con abundantes datos. Los datos de ocupación pueden servir como parámetro sobre la situación del jaguar y su recuperación en la NRU, a nivel de una generación de 5 años o a un nivel de 15 años (3 generaciones de jaguares). La ocupación también tiene aplicaciones a una escala mayor, para las estimaciones de la situación del jaguar, ya sea a nivel macro o regional. Los estudios sobre tendencias numéricas, demografía y dispersión son un componente importante de los planes de estudio regionales de jaguares. Finalmente, la conservación de los jaguares se basa en contrarrestar las amenazas directas e indirectas. Un monitoreo a gran escala indicará cuán bien lo estamos haciendo.

MONITOREO Y CONSERVACIÓN DE LOS JAGUARES

El monitoreo de las especies amenazadas y en peligro es necesario para apoyar las acciones de manejo. Se puede monitorear el estado de una especie, las presiones (amenazas) y las respuestas de la especie a las acciones de manejo (Jones et al. 2013). También se puede monitorear los factores sociales, tales como la eficiencia de los programas destinados a cambiar la actitud y las prácticas de la gente que cohabita con especies amenazadas. Los parámetros poblacionales (distribución espacial, densidad, tamaño poblacional, supervivencia y reclutamiento) reflejan las respuestas a las acciones de manejo. También es recomendable el monitoreo de las amenazas indirectas, aunque no se enfatizan aquí, para lograr la conservación efectiva de la especie y el éxito de un programa de recuperación.

En ecología de fauna silvestre, una investigación tiene el fin de coleccionar datos en una escala espacial amplia y en varios escenarios (Williams et al. 2002, Long y Zielinski 2008, Boitani et al. 2012). Las investigaciones tienen el fin de definir la distribución, abundancia, y otros atributos poblacionales de una especie y su hábitat en un tiempo y un espacio. Long y Zielinski (2008:8) definieron una investigación como “el intento de detectar una especie en uno o más lugares en el área de estudio, donde “intento” incluye una o más ocasiones de muestreo a través de métodos apropiados, procedimientos y diseño de muestreo”. Las investigaciones son exploratorias, pero si se hacen bien, proporcionan la línea base para repetir los estudios.

El monitoreo puede ser visto como la repetición de un método de investigación para hacer inferencias sobre las tendencias en la abundancia, y/o la distribución, y la importancia relativa del manejo o los atributos ecológicos. Se pueden obtener datos sobre reclutamiento, supervivencia, dispersión, colonización local y extinción. Cada hipótesis precisa un diseño de muestreo que puede responder esa pregunta, un marco analítico para realizar inferencias a partir de datos a un nivel adecuado de precisión. La relación entre los datos coleccionados (usualmente algunas formas de conteos y covariables para explicar los conteos) y la variable de interés (ej, abundancia u ocupación: Royle et al. 2008) precisa ser predeterminada. El costo del monitoreo necesita ser considerado en el contexto del valor de las decisiones que permite tomar (Jones et al. 2013).

El tipo de monitoreo se debe implementar depende en parte de la situación de la especie, que puede ir desde poblaciones seguras a animales dispersándose en áreas periféricas. Los jaguares (*Panthera onca* L.) ocupan el 61% de la distribución que tenían antes de 1900 (Sanderson et al. 2002, Zeller 2007), que alguna vez fue continua desde el sur de EEUU hasta el centro de Argentina (Swank y Teer 1989). No está claro que factores biogeográficos o climatológicos limitan la distribución del jaguar (Sanderson y Fisher 2011). Sabemos que los jaguares pueden desaparecer de áreas donde son sujetos a presión de caza por su piel, persecución por ser predadores de ganado y pérdida de hábitat (Swank y Teer 1989, Sanderson et al. 2002, Yackulic

et al. 2011*a, b*). Debido a que el jaguar aún ocupa más del 50% de su distribución histórica, el monitoreo a gran escala implica grandes áreas que incluyen Unidades de Conservación del Jaguar (JCU; Sanderson et al. 2002), las cuales funcionan como fuentes, y una matriz de [áreas periféricas](#), y secundarias que pueden conectarse con otras JCUs y ser usados como [corredores](#) por individuos que se están dispersando.

La Unidad de Recuperación Noroeste del Jaguar (NRU) tiene una superficie de 226.826 km² que se extiende en la frontera entre Estados Unidos y México, de los cuales 29.021 km² están en Estados Unidos y 197.805 km² en México ([Figura 1](#)) (Sanderson y Fisher 2013). Debido a condiciones del hábitat y la erradicación local, los jaguares en la NRU pueden estar presentes a densidades muy bajas comparadas con otras partes, pero la configuración de las áreas núcleo, áreas secundarias, y áreas perimetrales en la NRU reflejan los desafíos del monitoreo en este amplio gradiente.

El monitoreo del hábitat es un complemento importante para los estudios poblacionales. La disponibilidad de hábitat sugiere un buen potencial para la ocupación y la recuperación, pero el estado del hábitat no es suficiente para reflejar el estado de los jaguares. La abundancia de presas y la biomasa pueden ser indicadores más confiables de un hábitat idóneo para los jaguares. Aun cuando se puedan establecer correlaciones entre el tipo de hábitat y la presencia o abundancia de jaguares, es preciso hacer estudios poblacionales.

Debido a que el monitoreo precisa de una línea base, los estudios iniciales deben ser precisos, y suficientemente rentables como para permitir repeticiones a largo plazo. En lugares donde la densidad de jaguares es extremadamente baja, los métodos espaciales de presencia-ausencia cubren grandes áreas con un costo menor. En zonas fuente donde los jaguares están seguros, los estudios intensivos de captura y recaptura y telemetría pueden estimar la abundancia, demografía y patrones de dispersión.

El estado del jaguar (estable, disminuyendo, aumentando) a través de su distribución aún no ha sido determinado. Partes importantes del área del jaguar están experimentando una acelerada conversión de suelos, eliminación de sus presas y caza directa de jaguares. En otras áreas, el estado del jaguar es relativamente constante, y en algunas áreas, se observa una recuperación. Hasta ahora están faltando estudios de varias JCUs para tener una idea de la tendencia global. Establecer este marco teórico para estudios replicados y evaluación de las tendencias es un paso hacia las evaluaciones y monitoreo integrado.

El Servicio de Pesca y Vida Silvestre de EEUU (USFWS) contrató a Wildlife Conservation Society (WCS) para: 1) realizar una completa revisión de literatura sobre las técnicas y metodologías de investigación y monitoreo de jaguares (Polisar et al. 2014); y 2) delinear un protocolo de investigaciones y monitoreo de jaguares para la NRU, con relevancia en el monitoreo de especies de amplio rango. En esta segunda tarea, presentamos un protocolo para las investigaciones y el monitoreo de jaguares. El protocolo está diseñado por profesionales, con

técnicas y metodologías apropiadas para estimar presencia, ocupación, abundancia y densidad de jaguares. El protocolo balancea la efectividad de las técnicas y metodologías, la precisión y calidad de los resultados con los costos de llevar a cabo estas actividades. El protocolo incluye un análisis de cada técnica con ilustraciones y descripciones del almacenamiento de datos y las técnicas de análisis.

El objetivo de este protocolo es dar recomendaciones sobre las técnicas y metodologías de investigación y monitoreo de jaguares para la NRU, con relevancia en el monitoreo de especies de amplio rango. Presentamos una serie de métodos de investigación y monitoreo que precisan una serie de recursos, esfuerzo de muestreo, y grados de [precisión](#). Empezamos con una revisión de los registros de jaguares y de las características físicas, ecológicas y de manejo de la NRU. Describimos las características ecológicas y logísticas para elaborar un contexto para las técnicas de investigación y monitoreo recomendadas. Luego discutimos los métodos de investigación y analíticos para determinar la presencia-ausencia y ocupación de jaguares. Estos métodos de investigación están centrados en las Áreas Núcleo de Sonora y Jalisco usando trampas cámara. Luego discutimos los usos para adaptar los estudios de presencia-ausencia y ocupación para cuantificar las estimaciones de abundancia y densidad de jaguares usando técnicas espacialmente explícitas de captura y recaptura. Continuamos con una discusión del uso de perros entrenados para detectar heces (*Canis lupus familiaris*) para estudiar las heces en áreas con alta probabilidad de encontrar jaguares. El material genético es necesario para evaluar distancias génicas y coeficientes de endogamia. A continuación discutimos el uso de telemetría in áreas con alta densidad de jaguares para estimar supervivencia, reproducción, dispersión, áreas de acción y selección del hábitat por parte de los jaguares. Concluimos con una discusión sobre la colecta y almacenamiento de datos y recomendaciones para el monitoreo para la NRU y alrededores.

Donde hay muchas posibilidades de estudios, revisamos cada una, discutiendo las fortalezas y debilidades. De la misma forma, si hay métodos muy efectivos pero muy caros, discutimos una opción más económica y describimos las diferencias. Las recomendaciones que presentemos serán relevantes para las áreas fuente, sus márgenes y los corredores entre ellas.

JAGUARES EN LA UNIDAD DE RECUPERACIÓN NOROESTE

Jaguares en las Américas

El jaguar es un felino grande y de amplio rango, cuya presencia o ausencia provoca fuertes sentimientos y preocupación por su conservación en todo el continente (Medellin et al. 2002). Los jaguares son los mayores felinos (existentes) en el Nuevo Mundo, con adultos que típicamente tienen un largo de cabeza y cuerpo de 1 -2 m y un peso de 36 – 158 kg (Seymour 1989). Son robustos y excelentes predadores, capaces de cazar, matar y consumir más de 85 presas silvestres (Seymour 1989), así como animales domésticos como ganado u ovejas (Rosas-Rosas et al. 2010). Compiten exitosamente con los pumas (*Puma concolor* L.), pero menos con los humanos por las presas (Rosas-Rosas et al. 2008). Los jaguares viven en un amplio rango de hábitats, desde desiertos hasta bosques lluviosos (Seymour 1989, Sanderson et al. 2002); pueden estar en montañas hasta 2.000 m y utilizar playas (Troeng 2001). No se sabe bien qué limita su distribución más allá de la necesidad de cobertura, comida y una baja presión de caza (Seymour 1989, Crawshaw y Quigley 1991, Hatten et al. 2005).

Los jaguares han vivido en las Américas por más de dos millones de años (Antón y Turner 1997, Brown y López-González 2001). Evolucionaron en Eurasia junto con los ancestros de otros felinos que rugen del género *Panthera* y emigraron a través del estrecho de Bering, expandiéndose por Norte y Sudamérica. En los Estados Unidos, se han encontrado restos de jaguares del Pleistoceno en Florida, Georgia, Tennessee, Nebraska, Washington y Oregon (Kurten 1980, Antón y Turner 1997). Las culturas ancestrales, siguiendo estos gatos desde Asia, formaron un fuerte lazo cultural y espiritual con el jaguar, especialmente en Centro y Sudamérica (Benson 1998), y también en Norteamérica (ver revisión de Merriam 1919, Pavlik 2003).

Disminución de los Límites de la Distribución del Jaguar

Miles de años de expansión en la distribución del jaguar se han revertido en los últimos cientos de años, particularmente en sus extremos. Aquí nos enfocamos en las pérdidas en la parte norte del rango del jaguar. Los detalles de esas pérdidas, sin embargo, están en discusión, especialmente en áreas que ahora son Estados Unidos y México (Sanderson y Fisher 2011). Describir esta disminución del rango es complicado debido a la falta de registros y las diferencias en los datos técnicos de los últimos 200 años, llevando a vivos debates sobre cómo se deberían elaborar los mapas de distribución, qué tipos de mapa utilizar para las acciones de conservación y cómo estas acciones interactúan con estatutos como la Ley de Especies Amenazadas (Endangered Species Act, Sanderson et al. in prep).

En los Estados Unidos, los registros escritos del S.XIX (sin estar acompañados de pruebas físicas o evidencia fotográfica) de gatos manchados, posiblemente jaguares, provienen de Louisiana, Texas, Oklahoma, Nuevo México, Arizona, California y Colorado (Sage 1846, Audubon y

Bachman 1854, Whipple et al. 1856, Merriam 1919, Strong 1926, Nowak 1973, Brown y López-González 2001). Una cantidad mucho menor de observaciones y difíciles de interpretar, pero intrigantes, provienen del S. XVIII de lugares mucho más hacia el este de lo que normalmente se conoce como el rango del jaguar en Estados Unidos (ej, Brickell 1737, Ford 1904). Los registros del siglo veinte con evidencia fotográfica, pieles y cráneos provienen de Nuevo México, Arizona, y Texas y generalmente indican un rango decreciente (e.g., Schufeldt 1929, Brown y López-González 2001). Las observaciones del S.XXI en los Estados Unidos están limitadas al sur de Arizona, y el extremo sudoeste de Nuevo México (McCain y Childs 2008, Lacey 2011) y continúan escasa pero regularmente, hasta nuestros días (U.S. Fish and Wildlife Service 2014).

En los últimos 100 años, México se ha mantenido como un reservorio de poblaciones de jaguares en el límite norte de su distribución, incluyendo las partes mejor conservadas de Sonora (Burt 1938, Leopold 1959, Landis 1967, Carmony y Brown 1991, Brown y López-González 2001, Grigione et al. 2009). Se han publicado muchas recapitulaciones de las observaciones históricas de los jaguares en la frontera EEUU-México (Seton 1929, Goldman 1932, Householder 1958, Lange 1960, Brown 1983, Rabinowitz 1999, Brown y López-González 2001, Schmitt y Hayes 2003, Grigione et al. 2007), incluyendo un reciente intento de documentar ampliamente todas las observaciones en la NRU en una base de datos accesible al público (Sanderson y Fisher 2011, 2013). La reducción en la distribución del jaguar en Estados Unidos y el extremo norte de México es similar a la reducción en el extremo sur de su distribución y en otros lugares donde la mano del hombre ha disminuido los jaguares y sus presas (Swank y Teer 1989, Sanderson et al. 2002, Zeller 2007).

Jaguar Conservación del Jaguar de 1973 al Presente

Como resultado de la reducción en la distribución del jaguar, el hábitat y sus presas, esta especie ha suscitado preocupación para ser conservado y está catalogado como Casi Amenazado por la Lista Roja de la UICN (Caso et al. 2011) y bajo el Apéndice I de CITES. El USFWS determinó que el jaguar es una especie amenazada en toda su distribución, incluyendo los Estados Unidos, bajo las definiciones de la Ley de Especies Amenazadas de 1973 (U.S. Fish and Wildlife Service 1997). El jaguar está reconocido como una especie amenazada en México (SEMARNAT 2010) y es una especie de prioridad nacional para la conservación (Ramírez-Flores y Oropeza-Huerta 2007). A pesar de estas categorizaciones y las acciones de protección, las poblaciones de jaguares en toda su distribución, y en la NRU, aún están en peligro debido a la matanza ilegal de jaguares, la destrucción del hábitat natural, la sobrecacería de las presas, las actividades antropogénicas que reducen la conectividad (ej. infraestructura en la frontera), limitaciones para reforzar los mecanismos regulatorios en los límites nacionales, y los cambios climáticos (U.S. Fish and Wildlife Service 2012). Aunque el comercio de pieles acabó en los 70s, la cacería de jaguares ha continuado siendo una importante fuente de pérdidas, y la reducción de las poblaciones sigue, especialmente en áreas donde la ganadería sin ningún tipo de manejo se solapa con las áreas con jaguares, y éstos aprenden a cazar ganado. A menudo en estas situaciones se elimina a los jaguares.

En 1999, se llevó a cabo un taller con 35 investigadores de jaguares de todo el continente para establecer las bases eco-regionales para la conservación de los jaguares (Sanderson et al. 2002). Los participantes definieron las JCU como: 1) áreas con una comunidad estable de presas, que se sabe o se cree contienen una población residente de jaguares suficientemente grande (al menos 50 individuos reproductivos) que pueden mantenerse en los próximos 100 años, o 2) áreas que tienen menos jaguares pero con un hábitat y base de presas adecuado, de manera que las poblaciones de jaguares podrían incrementarse si las amenazas son atenuadas (Sanderson et al. 2002). Hasta ahora, no se conocen poblaciones de jaguares en EEUU (solo unas cuantas observaciones recientes) y la JCU más cercana está en el Estado de Sonora, en México, unos 150 km al sur de la frontera.

La JCU de Sonora está catalogada como una de las JCU con mayor prioridad en México, y la única JCU que representa este bioma (ecosistema), dándole más importancia a su estado de conservación (Sanderson et al. 2002). Está conectada a parches de hábitat potencial al norte de la frontera por zonas secas con condiciones desérticas y montañas escarpadas. Las actividades antropogénicas (ej. urbanización, caminos, desarrollo agrícola y el muro construido para detener la migración ilegal y las amenazas de terrorismo hacia Estados Unidos) pueden impactar negativamente la conectividad de la fauna silvestre (Atwood et al. 2011), incluyendo los jaguares (U.S. Fish and Wildlife Service 2012). Aún así, los jaguares han estado migrando desde México a Estados Unidos (McCain y Childs 2008).

Jaguares en México

En 2005, el Instituto de Ecología de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), con el apoyo de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), patrocinó el primer simposio nacional para la conservación del jaguar (Chávez y Ceballos 2006). Se determinó la situación actual del jaguar en México, se identificaron las amenazas para los jaguares y se establecieron las prioridades de conservación a escala local, regional y nacional. Más aún, se reconoció la necesidad de llevar a cabo un análisis de viabilidad poblacional y una evaluación del hábitat para los jaguares de México a escala nacional (Carrillo et al. 2007). Se llevó a cabo un simposio para desarrollar un plan de acción que determine las estrategias de conservación para el jaguar en México, seleccionando metodologías estándar para usarse en el Censo Nacional de Jaguares (CENJAGUAR; Chávez y Ceballos 2006, Carrillo et al. 2007), y delinear las directrices para conservar el jaguar y su hábitat (Ramírez-Flores y Oropeza-Huerta 2007). El Censo Nacional de Jaguares comenzó en 2008 y el objetivo del censo es estimar el estado de las poblaciones de jaguares y sus presas en las áreas prioritarias de conservación en México (Chávez et al. 2007). Además en varias zonas se implementaron programas de monitoreo, investigaciones adicionales e inventarios (Chávez et al. 2007, Medellín 2009, Zarza et al. 2010, Caso et al. 2011, Núñez-Pérez 2011, U.S. Fish and Wildlife Service 2012, Panthera 2013). Actualmente el gobierno de México está apoyando esfuerzos para evaluar las poblaciones

de jaguares en la NRU a través del Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER) de la Dirección de Especies Prioritarias para la Conservación de CONANP.

Monitoreando los Jaguares en la NRU y en zonas cercanas

Los desafíos para un monitoreo en los 226.826 km de la NRU son similares a cualquier otro en toda la distribución del jaguar, donde limitaciones como el acceso limitado, dificultades logísticas y gradientes en la abundancia de los jaguares y sus presas precisan de diversos esfuerzos de muestreo. La NRU presenta un terreno muy escarpado en la Sierra Madre Occidental de México, bosques secos bajos en las colinas cerca a la costa del Pacífico, vastas zonas del desierto de Sonora, y zonas montañosas y escarpadas que cruzan la frontera internacional y que están dispersadas en la porción del Área Secundaria Fronteriza de Estados Unidos (ver [Figura 1](#)). Probablemente se requieran diversos métodos para las áreas núcleo (Jalisco 54.949 km² y Sonora 77.710 km²), comparado con las áreas secundarias (Sinaloa 31.191 km², Frontera – México 33.955 km² y Estados Unidos 29.021 km²), basados en la relación costo-beneficios.

Se han realizado estudios recientes en la NRU, que incluyen los de López-González et al. (2000), López-González (2001), Navarro-Serment et al. (2005), McCain y Childs (2008), Rosas-Rosas et al. (2008), Núñez-Pérez (2011), Gutiérrez-González et al. (2012), Rosas-Rosas y Bender (2012), Núñez (2013), Núñez y Vazquez (2013), y Culver et al. (2014). A pesar de estos esfuerzos la presencia, ocupación, abundancia, densidad, tendencias poblacionales y parámetros poblacionales de los jaguares aún no se conocen bien en la NRU (U.S. Fish and Wildlife Service 2012). La riqueza de la zona, el terreno agreste, las posibilidades de mejorar el manejo de la fauna, y una mejor valoración de los jaguares se traducen en un gran potencial para su recuperación. La combinación de áreas núcleo y las conexiones entre éstas proporcionan una excelente oportunidad para diseñar un efectivo monitoreo a gran escala.

El monitoreo de las poblaciones de jaguares en la NRU y en áreas secundarias va a determinar si el espacio ocupado por los jaguares está en aumento o disminución, estimación de número de jaguares y una evaluación de las tendencias poblacionales. Basados en los desafíos logísticos y los diversos tipos de hábitat y terrenos, se precisarán una serie de métodos descritos en este documento. Entre los métodos más rentables están los estudios espaciales de presencia y presencia-ausencia. Los estudios de abundancia, que monitorean el número de jaguares son destinados a zonas donde los jaguares son más abundantes (áreas núcleo).

Situación del Jaguar y Hábitat en la NRU

La presencia del jaguar en la NRU ha sido documentada recientemente en los límites de Arizona y Nuevo México hacia el sur hasta Sierra Madre Occidental y Colima, incluyendo una serie de hábitats desde bosques de pino y roble hasta matorrales espinosos semi-tropicales y bosques deciduos (López-González y Brown 2002, Valdez et al. 2002, Núñez-Pérez 2007, 2011, McCain y Childs 2008, Núñez 2012). Las amenazas que los jaguares enfrentan en todo su rango

(modificación y fragmentación del hábitat, reducción de las presas y control de predadores) son similares a las que se ven en el norte de México (Valdez 1999, López-González y Brown 2002, Rosas-Rosas et al. 2008), donde las principales amenazas a los jaguares son el control de predadores, la cacería ilegal de las especies presas, y la degradación del hábitat (López-González y Brown 2002, Rosas-Rosas y Lopez-Soto 2002, Valdez et al. 2002, Rosas-Rosas et al. 2008, Rosas-Rosas y Valdez 2010, Rosas-Rosas y Bender 2012). La falta de aplicación de las leyes, programas inadecuados de conservación para las comunidades y los rancheros y la extracción de recursos naturales no sostenible juegan un rol importante en la modificación y fragmentación del hábitat, la reducción de las presas y las prácticas de control de predadores. Hay una necesidad urgente de abarcar las amenazas directas e indirectas a las poblaciones de jaguares para poder cumplir los objetivos de recuperación de la NRU.

Área Secundaria Fronteriza

Los 62.976 km² del Área Secundaria Fronteriza incluyen 29.597 km² de [hábitat idóneo](#) y 431 km² de [hábitat núcleo](#) en porciones del sudeste de Arizona, sudoeste de Nuevo México, noroeste de Sonora, y noreste de Chihuahua (Kim Fisher, Wildlife Conservation Society, comunicación personal; [Tabla 1](#); [Figura 1](#)). El área es una región que se extiende de norte a sur, con montañas cubiertas de bosque y matorrales y rodeadas por desiertos, valles y planicies a lo largo de la frontera Estados Unidos – México (Brown 1983, Brown y López-González 2000, 2001). Las condiciones de un hábitat idóneo para los jaguares incluyen cobertura vegetal, acceso al agua, y poca presión de caza (Hatten et al. 2005) y se encuentra principalmente en un área montañosa topográficamente compleja que son comúnmente llamadas “Sky Islands”. El bosque siempre verde Madreano, una mezcla de bosques de pino y roble, es un hábitat importante, así como los bosques de coníferas en las montañas y bosques de piñón-enebro (Rabinowitz 1999, Brown y López-González 2001, Hatten et al. 2005). Estos hábitats son poco comunes en todo el rango del jaguar (Sanderson et al. 2002), haciendo que esta área sea de potencial importancia para la conservación del jaguar. Sin embargo, el área está limitada por su relativamente escaso hábitat idóneo, alta densidad de áreas intervenidas por la mano humana (comparadas con algunas áreas en otras subsecciones del NRU), y la presencia de la valla de seguridad en la frontera, separando potencialmente hábitats de Estados Unidos y México. Los valles desérticos, que representan la mayor parte de esta área secundaria, podría tener poco hábitat de importancia para el jaguar, pero varias capturas con trampas cámara indican que a veces los jaguares cruzan estas áreas (McCain and Childs 2008).

Las especies presa potenciales en el Área Secundaria Fronteriza incluyen al pecarí de collar (*Tayassu tajacu*), venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), ciervo mulo (*Odocoileus hemionus*), coatí (*Nasua nasua*), zorrinos (*Mephitis* spp., *Spilogale gracilis*), mapache (*Procyon lotor*), conejo (*Lepus* spp.), ganado doméstico y caballos (Brown y López-González 2001, Hatten et al. 2005).

Los jaguares aparentemente toman ventaja de las cadenas montañosas que corren de norte a sur para facilitar sus movimientos en el Área Secundaria Fronteriza. La Barrera EEUU-México cruza estas montañas de este a oeste con el fin de detener los movimientos de ilegales. Las amenazas provocadas por las alteraciones antrópicas deben ser consideradas con acciones especiales de manejo o protección en áreas remotas con la construcción de vallas impermeables y de infraestructura asociada. En el pasado, los jaguares han sido muy cazados en los Estados Unidos y en la actualidad lo son en México (Brown y López-González 2001). Por ejemplo, un jaguar fue cazado ilegalmente en 1986 en las Montañas Dos Cabezas de Arizona. Dada la baja densidad poblacional en esta parte de la NRU, cualquier tipo de cacería es una amenaza. La cacería de las presas del jaguar también es una amenaza, particularmente si esto lleva a los jaguares a consumir presas domésticas más que silvestres. Los conflictos entre gente y fauna silvestre debido a la predación de animales domésticos, ya sea causada por jaguares o predadores simpátricos (como pumas) incrementan las amenazas a los jaguares en otras partes de su rango (Zimmerman et al. 2005, Michalski et al. 2006). Finalmente, el hábitat es tan limitado en el Área Secundaria Fronteriza que no está claro si puede mantener una población viable de jaguares (Miller 2013). Las limitaciones del hábitat son el resultado de la topografía natural del área, la distribución de la vegetación natural y el incremento de asentamientos humanos e infraestructura en la base de los valles y faldas de cerros. La falta de hábitat para un carnívoro de amplio rango puede considerarse como una amenaza en esta parte de su distribución (Eric Sanderson, Wildlife Conservation Society, comunicación personal).

Existen varios registros de jaguares en el Área Secundaria Fronteriza (Brown 1983, Brown y López-González 2000, 2001). Grupos de nativos americanos provenientes de esta área dan nombres específicos a los jaguares (Daggett y Henning 1974, Brown y López-González 2001, Pavlik 2003), algunos de los cuales pueden haber atacado asentamientos europeos durante el siglo XVI y XVII. El primer estudio científico en el área estuvo asociado a una investigación de rutas de trenes luego de la guerra entre México y Estados Unidos, realizado por Baird (1875), el cual observó un jaguar en el Valle de Santa Cruz. Los colonos Americanos y los rancheros de Arizona a fines del S. XIX y principios del S. XX dejaron numerosos registros de jaguares cazados, que fueron recopilados luego por varios científicos (Schufeldt 1929, Bailey 1931, Cahalane 1939, Halloran 1946, Hock 1955, Brown 1983, Brown y López-González 2001, Grigione et al. 2007, Sanderson y Fisher 2011); registros similares son conocidos de partes adyacentes de México (Burt 1938, Leopold 1959, Brown y López-González 2001).

En la parte estadounidense del Área Secundaria Fronteriza, los cazadores y tramperos que trabajan para el gobierno mataron jaguares en esta área en 1917, 1919, 1924, 1926, 1932, 1933 y 1964 (Brown and López-González 2001). Los jaguares fueron ocasionalmente cazados entre los años 50s y 70s, aunque algunos de estos animales pueden haber sido traídos al área como parte de trofeos de otras partes (Brown y López-González 2001, Grigione et al. 2007, Brown y Thompson 2010, Sanderson y Fisher 2011). Un jaguar fue cazado en las Montañas Dos Cabezas de Arizona en 1986 (U.S. Fish and Wildlife Service 1994). Dos jaguares fueron fotografiados en

1996, el primero por Warner Glenn en el Cañón Hog, cerca al límite Arizona / Nuevo México (Glenn 1996), y el segundo por Jack y Anna Childs en las Montañas de Baboquivari, en el extremo sur de Arizona (Childs y Childs 2008). McCain y Childs (2008) pudieron identificar dos jaguares diferentes a través de estudios con trampas cámara en 2003, Macho A y Macho B. Macho A desapareció poco después, pero Macho B fue fotografiado repetidamente en las Montañas Baboquivari y Atascoca durante marzo de 2009. Hasta 2011, al menos un jaguar se sabe que vive en Estados Unidos (Ames y Wasu 2011) en el Área Secundaria Fronteriza.

En la porción mexicana del Área Secundaria Fronteriza, desde 2009, se ha documentado que dos jaguares viven en el Rancho El Aribabi, Sonora, a 48 km al sur de Nogales, y un jaguar ha sido registrado en la Sierra Los Ajos en la Reserva Nacional Forestal y Refugio de Fauna Silvestre Ajos-Bavispe, a 48 km al sur de la frontera con EEUU cerca de Naco, México (USFWS 2012). Este individuo fue fotografiado en 2009 y 2013 en esta área. En agosto de 2012, en Papigochic, Sonora cerca de 60 km al sur de la frontera con EEUU, cerca de Cananea, se observó una huella de jaguar en un rancho ganadero. En 2013, se fotografió un jaguar macho en la Reserva de la Biósfera Janos en los límites entre Chihuahua y Sonora cerca de 70 km al sur de la frontera EEUU/México (Carlos López González, Universidad de Querétaro, comunicación personal).

Existen numerosas áreas protegidas en el lado estadounidense de la frontera, manejados por una variedad de entidades federales, estatales y tribales que en conjunto protegen 3.674 km² (Conservation Biology Institute 2012, CONAP). También existen varias áreas privadas de conservación. En el lado mexicano de la frontera existe solo un área protegida, la Reserva de la Biósfera Janos, que solo se solapa con el Área Fronteriza Secundaria en su borde este.

En Marzo de 2014, el USFWS designó aproximadamente 3.092 km² en Pima, Condados de Santa Cruz y Cochise, Arizona, y en el Condado de Hidalgo, Nuevo Mexico, como [hábitat crítico](#) para el jaguar (U.S. Fish and Wildlife Service 2014). El hábitat crítico es designado en 6 unidades destinadas a congregarse las cadenas montañosas usadas por jaguares al menos una vez desde 1962.

El Proyecto para Detectar Jaguares en la Frontera liderado por Jack Childs, monitoreó jaguares en el sur de Arizona desde 2002-2010. McCain y Childs (2008), siguiendo dos observaciones de jaguares en 1996, iniciaron un estudio con trampas cámara usando aproximadamente 40 cámaras que se extendían desde la cresta de las Montañas Baboquivari hacia el este llegando al Valle de San Rafael, aproximadamente a 80 km al norte de la frontera EEUU-México. El estudio abarcó comunidades bióticas de los bosques siempreverdes Madreanos y pastizales y matorrales semidesérticos. McCain y Childs (2008) documentaron dos machos adultos y posiblemente un tercer jaguar con 69 fotografías tomadas por trampas cámara y 28 series de huellas.

Un proyecto de tres años para detectar y monitorear jaguares y otros animales silvestres en el sur de Arizona y sur de Nuevo México se inició en octubre de 2011 por un grupo de biólogos de la universidad de Arizona liderados por Melanie Culver. Los investigadores usaron unas 280

trampas cámara y métodos genéticos no invasivos en 16 cadenas montañosas. Hasta octubre de 2014, este estudio documentó un jaguar macho. El proyecto concluirá en junio de 2015. Los investigadores mexicanos Jesús Moreno y Rodrigo Medellín han estado monitoreando la fauna silvestre, incluyendo los jaguares, en una UMA (Unidad de Manejo para la Conservación de Vida Silvestre) en el área Aros-Bavispe de Sonora, México desde el año 2000 hasta ahora.

Bajo la dirección de Dianna Hadley, el Northern Jaguar Project junto con Naturalia han estado llevando a cabo estudios con trampas cámara en el área Aros-Bavispe, pero en tierras privadas. La Alianza Sky Island ha estado monitoreando jaguares en el Rancho El Aribabi en Sonora, México, usando trampas cámara y ha registrado dos jaguares hasta la fecha.

Área Núcleo Sonora

Los 77.710 km² del Área Núcleo Sonora incluyen 67.889 km² de hábitat idóneo y 28.294 km² de hábitat núcleo en el sudoeste de Chihuahua, noreste de Sinaloa, y Sonora (Kim Fisher, Wildlife Conservation Society, comunicación personal; [Cuadro 1](#); [Figura 1](#)). La población reproductiva de jaguares más septentrional conocida de Norteamérica está ubicada en el noreste de Sonora, México (López-González y Brown 2002, Valdez et al. 2002). El área se localiza en la porción norte de la Sierra Madre Occidental, que es la cadena montañosa más grande en el noroeste mexicano. Sierra Madre Occidental incluye una variedad de hábitats incluyendo bosques de pino, pino y roble, roble, bosques semidecíduos tropicales y matorrales espinosos semitropicales (Brown 1982). La población de jaguar en Sonora representa el centro potencial de dispersión para las migraciones hacia el norte, y es crucial para cualquier restablecimiento poblacional de jaguares en el sudoeste de Estados Unidos (McCain y Childs 2008).

Existen varias presas potenciales para los jaguares en Sonora, siendo los ungulados más comunes el venado cola blanca y el pecarí de collar. Además del jaguar y puma otros carnívoros presentes en el área son el coyote (*Canis latrans*), zorro gris (*Urocyon cinereoargenteus*), lince (*Lynx rufus*), ocelote (*Leopardus pardalis*), nutria (*Lontra longicaudis*), tejón (*Taxidea taxus*), zorrinos (*Mephitis* spp., *Spilogale* sp., *Conepatus* sp.), coati, cacomixtle (*Bassariscus astutus*), mapache, y margay (*Leopardus weidii*) (Leopold 1959, Hall 1981). Las presas principales de los jaguares en esta área son el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus couesi*) y el pecarí de collar y en menor medida el coatí, zarigüeya (*Didelphis virginiana*), y lagomorfos (Rosas-Rosas et al. 2008). El ganado es el animal doméstico más común y constituye una de las presas para el jaguar en el norte de Sonora.

Debido a que la ganadería constituye la actividad más importante en Sonora, las pérdidas de ganado debido a los jaguares y pumas son consideradas como una gran amenaza, independientemente del monto de las pérdidas económicas. Por ello, los conflictos entre gente y jaguar se constituyen en uno de los principales factores que limitan las poblaciones de jaguares en la zona norte de su distribución, y probablemente representa el limitante primario para el incremento de jaguares. Existen esfuerzos recientes para motivar los rancheros a tolerar los

jaguares, incluyendo trabajos de Rosas-Rosas y Valdez (2010) y Rosas-Rosas y Valdez (2010) que desarrollan un programa de conservación de los jaguares basado en cacería de trofeos del venado cola blanca como compensación por las pérdidas de ganado por predación del jaguar.

En Sonora, la mayoría de los registros de jaguares provienen de matorrales espinosos semitropicales, bosques de roble y de pino/roble, y bosques tropicales deciduos (Martínez-Mendoza 2000, López-González y Brown 2002, Rosas-Rosas 2006). La mayor parte de los registros son de ranchos ganaderos, refugios privados, y [Áreas Naturales Protegidas \(ANPs\)](#). Existe una cantidad de áreas que fueron establecidas para la protección de jaguares o que contribuyen a la conservación del jaguar en Sonora, incluyendo dos en el noreste de Sonora: la Reserva del Norte del Jaguar (RNJ) y la [Unidad de Manejo para la Conservación de Vida Silvestre \(UMA\)](#) de la Asociación para la Conservación del Jaguar en la Sierra Alta de Sonora, y una en el sur de Sonora, el [Área de Protección de Flora y Fauna Silvestre \(APFF\)](#) Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui (APFF Álamos-Río Cuchujaqui).

Norte de Sonora

En el noreste de Sonora, se establecieron dos áreas para beneficiar a los jaguares, incluyendo la Asociación Alianza para la Conservación del Jaguar en la Sierra Alta de Sonora UMA y la RNJ. Mientras que hay varios UMAs en Sonora que benefician al jaguar y su hábitat, la UMA Alianza para la Conservación del Jaguar en la Sierra Alta de Sonora, establecida en 2003 y ubicada a 210 km al sur de la frontera EEUU-México en el noreste de Sonora, es la única formalmente creada para beneficiar a los jaguares. Once ranchos de ocho propietarios participantes de esta unidad cubren 400 km². El propósito de esta unidad es compensar a los ganaderos por las pérdidas de ganado producidas por predadores y generar un ingreso alternativo para los rancheros. La cacería de trofeos del venado cola blanca y el ecoturismo asociado son las principales actividades económicas. El apoyo técnico de la UMA Sonora es llevado a cabo por el Instituto de Ecología de la Universidad Autónoma de México.

La RJN inició actividades en 2003 con la compra de un rancho en el noreste de Sonora, a unos 220 km al sur de la frontera EEUU-México, y con el tiempo, ha crecido a un total de unos 200 km² con la compra de propiedades adicionales. La reserva fue creada para cuidar y restaurar el hábitat para la fauna (particularmente para jaguares), para apoyar los estudios de fauna silvestre y los programas educativos, y para reducir los conflictos entre carnívoros y humanos. Esta área protegida privada es administrada en conjunto por Naturalia (una organización conservacionista mexicana) y el Proyecto Jaguar del Norte (NJP).

Los proyectos de investigación sobre jaguares han sido llevados a cabo en el norte de Sonora con la RJN y la Asociación para la Conservación del Jaguar en la Sierra Alta de Sonora UMA (referida como Sahuaripa-Huasabas en la Figura 2), así como algunas áreas adyacentes a la RJN (López-González y Brown 2002, Rosas-Rosas y Valdez 2010, Rosas-Rosas et al. 2010, Gutiérrez-González et al. 2012, Rosas-Rosas y Bender 2012). Gutiérrez-González et al. (2012)

realizaron un estudio de captura y recaptura para estimar la densidad de jaguares en la RJN y en los ranchos ganaderos cercanos que accedieron a detener la cacería de fauna Silvestre. La vegetación en esta área de 330 km² es un mosaico de matorrales espinosos secos, bosque semideciduo, vegetación riparia (que incluye palmas y robles) y pastizales naturales. La precipitación media anual es menor a los 400 mm, distribuida en todo el año, pero siendo las lluvias de invierno el 18% de este total. La temperatura media anual esta entre 16 y 30° C con extremos entre los -7 y 43° C. El estudio con trampas cámara duró 16 meses, con un número variable de cámaras (25 - 111) y un total de 7.718 trampas-noche y obteniendo 63 fotos de 10 jaguares. Usando el modelo de Jolly-Seber para poblaciones abiertas, los autores estimaron una densidad de 1,05 jaguares por cada 100 km² para esta área (Gutiérrez-González et al. 2012).

Rosas-Rosas y Bender (2012) combinaron estudios con huellas y trampas cámara para conocer el estado del jaguar y el puma en un área de estudio de 400 km² en la UMA de Alianza para la Conservación del Jaguar en la Sierra Alta de Sonora al norte de Sierra Madre Occidental en una zona con topografía agreste y rocosa. La comunidad vegetal dominante en esta área es el matorral espinoso semi-tropical. El área tiene riachuelos estacionales y perennes y, dependiendo de la elevación (que va desde los 500 a los 1.500 msnm) una precipitación anual de 400 a 1.000 mm. La temporada seca va desde octubre a junio y la húmeda de julio a septiembre, esta última caracterizada por ser de corta duración con aguaceros torrenciales. Se instalaron 26 estaciones de trampas cámara durante 60 días. Con las búsquedas intensivas de huellas se registraron 208 huellas de jaguares, identificando 12 individuos usando detalles de la pata trasera. Los individuos no residentes también fueron identificados. A partir de 159 huellas de pumas, se identificaron 14 individuos. Las funciones discriminantes basadas en medidas de huellas complementaron la identificación visual y confirmaron un 87,3; 84,9; 73,7 y 82,3% de acierto en la clasificación jaguares y pumas machos y hembras respectivamente. Basados en la información colectada, durante 1.560 trampas noche junto con las observaciones de huellas, los autores estimaron una densidad de 4 jaguares/360 km², o aproximadamente 1 jaguar/100 km² en el área (Rosas-Rosas y Bender 2012).

Adicionalmente, [Primero Conservation](#) y la Asociación para la Conservación en la Sierra Alta de Sonora instalaron trampas cámaras de manera continua en varios ranchos de la UMA Asociación para la Conservación del Jaguar en la Sierra Alta de Sonora en colinas de matorrales espinosos secos con alturas de 440 a 1.230 msnm entre abril de 2009 y septiembre de 2011. Las cámaras fueron revisadas de manera oportunista durante las actividades del rancho (Cassaigne 2014). Las 38 estaciones de trampas cámara muestrearon cerca de 408 km² (no se sabe si esta área es el polígono formado por las cámaras o el área de muestreo que incluye el borde) durante 8.408 trampas noche durante 2 años y medio (Moreno et al. 2013).

Las fotos consecutivas de la misma especie fueron consideradas eventos independientes siempre que hubiera más de una hora entre una y otra. Se identificaron individualmente 11 jaguares y 9 ocelotes, y las densidades para cada especie fueron estimadas con SPACECAP (2,7 jaguares/100 km², ocelotes 2,2/100 km²). Moreno et al. (2013) documentaron la presencia de cada especie

(especies registradas en cada estación) en las 38 estaciones: 34 pumas, 33 venados cola blanca, 31 vacas, 30 coatíes, 23 lince y 19 conejos del desierto (*Sylvilagus audubonii*), 12 pecaríes de collar y 6 mapaches, lo que dio una idea de la distribución espacial de estas especies y la cobertura del área de estudio. Las abundancias relativas, basadas en los porcentajes de las fotos independientes, fueron puma 3,32; ganado 13,25; coatí 1,92; lince 2,20; jaguar 0,96; conejo del desierto 7,59; pecarí de collar 0,18 y mapache 0,20. Los contrastes observados entre la baja abundancia relativa de pecaríes (una presa natural del jaguar en gran parte de su rango), y la alta abundancia relativa de ganado (algo que realmente no esperamos encontrar en la dieta del jaguar), apunta hacia un potencial conflicto entre humanos y jaguares y un problema para la conservación que necesita atención.

Las frecuencias de los pecaríes de collar en este estudio fueron notablemente bajas. Con la excepción del venado cola blanca, la biomasa de las presas naturales de los jaguares fue baja, mientras que la biomasa del ganado fue alta y aparentemente está ampliamente distribuido en todo el área de estudio. Los resultados del estudio sugieren que los jaguares residentes se alimentan de ganado, lo que tiende a aumentar la mortalidad de los jaguares por represalia. Primero Conservation inició un análisis de la exposición al virus del moquillo canino en pecaríes, perros ferales, coyotes (*Canis latrans*), pumas y jaguares (Cassaigne 2014). Para reducir el riesgo de represalias contra jaguares debido la predación de ganado, Primero Conservation respondió a la baja densidad de pecaríes traslocando pecaríes vacunados contra el moquillo canino desde Arizona, luego de una inspección gubernamental y de conseguir los permisos, con las primeras liberaciones planificadas para 2013. Los primeros estudios de las presas de jaguares indicaron una reducción de las poblaciones de pecarí de collar, con los esfuerzos recién mencionados orientados a mejorar el estado de estas poblaciones y por ende, reduciendo los conflictos entre humanos y jaguares.

Sur de Sonora

Más al sur de Sonora, en la Municipalidad de Alamos (Figure 2), está el APFF Álamos-Río Cuchujaqui, un área de 928 km² que fue establecida en 1996 para asegurar el uso sostenible del agua, suelo y la fauna silvestre. Con alturas entre 300 y 1.720 msnm, y presentando bosques tropicales deciduos, bosque de pino y roble, matorrales espinosos de Sinaloa y vegetación ribereña y es considerada una [Reserva de la Biósfera](#) por la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura, así como para el estado de Sonora. Además, el ecosistema Arroyo Verde en la Reserva de la Biósfera es un [Sitio Ramsar](#) que consta de tres arroyos dentro de la reserva, y una notable biodiversidad producto de una mezcla de factores bióticos del norte y tropicales. Esta reserva está conformada por un sistema comunitario llamado [ejido](#), y por tierras privadas, aunque existe también una pequeña área federal. Esta área es reconocida como una ANP por CONANP y es manejada como tal.

Gutiérrez-González (2013) instaló 25 trampas cámara durante 3 meses durante un estudio de jaguares en el APFF Álamos-Río Cuchujaqui. Seis individuos fueron identificados en un área

efectiva estimada de 330 km². La densidad de jaguares fue estimada en $2,13 \pm 1.06$ individuos/100 km² usando modelos de captura y recapture en el programa MARK.

Área Secundaria Sinaloa

Los 31.191 km² del Área Secundaria Sinaloa incluyen 28.753 km² de hábitat apropiado y 18.847 km² de hábitat núcleo en aproximadamente una tercera parte del este de Sinaloa (Kim Fisher, Wildlife Conservation Society, comunicación personal; [Cuadro 1](#); [Figura 1](#)). El bosque tropical deciduo y el bosque de pino y roble cubren 40 y 15% del Estado, respectivamente (Navarro-Serment et al. 2005). La llanura costera (35% de Sinaloa) está siendo transformada en tierras agrícolas, cultivos acuáticos y asentamientos humanos, dejando pocos parches de hábitat adecuado para los jaguares. Aunque hay áreas que han sido identificadas como prioritarias para la conservación por CONABIO, ninguna de ellas está formalmente protegida.

Las presas potenciales de los jaguares en la zona incluyen armadillos, coatíes, pecaríes de collar, venados cola blanca y el cerdo feral introducido de Europa (*Sus scrofa*).

El Área Secundaria Sinaloa, que aparentemente tiene una pequeña población de jaguares que sufre los efectos de la endogamia, mostraría un potencial de crecimiento más débil, especialmente si la dispersión a zonas vecinas es escasa (Miller 2013). La cacería de jaguares por parte de los rancheros que protegen su ganado puede incrementar significativamente la mortalidad en Áreas Núcleo, lo que puede reducir el número de individuos dispersantes recibidos por poblaciones pequeñas como las del Área Secundaria Fronteriza (Navarro-Serment et al. 2005, Miller 2013).

Navarro-Serment et al. (2005) en un estudio con entrevistas encontraron que la mayor parte de los jaguares estaban en los bosques deciduos tropicales que aún cubren el 40% de Sinaloa. Solo 2 registros provenían de los bosques de pino y roble, que son un poco más elevados, y cubren el 14,7% del estado. Solo un registro fue obtenido de la vegetación ribereña. Las densidades de presas (armadillos, coatíes, venados cola blanca y pecaríes de collar) eran aparentemente más elevadas en las montañas de Sinaloa, donde aún existen extensas áreas de bosque deciduo tropical. Los registros de 2005 sugieren que aún había una población de jaguares en Sinaloa, pero la información obtenida a través de entrevistas necesita ser confirmada con estudios de campo.

Camargo-Carrillo llevó a cabo un estudio basado en encuestas en todo el Estado de Sinaloa en el cual obtuvo 133 registros de jaguares, la mayor parte provenientes de la parte sur del estado (el Área Núcleo Jalisco; Carlos López-González, Universidad de Querétaro, comunicación personal); sin embargo, se obtuvieron pocos registros del Área Secundaria Sinaloa. Adicionalmente, Camargo-Carrillo identificó un área apta para jaguares al sur del APFF Álamos-Río Cuchujaqui como vulnerable al desarrollo humano.

Gutiérrez-González et al. (2013) instalaron 25 trampas cámara durante 3 meses, fotografiando un jaguar en el área conocida como El Fuerte en el Área Secundaria Sinaloa.

Área Núcleo Jalisco

Los 59.949 km² del Área Núcleo Jalisco incluyen 44.404 km² de hábitat adecuado y 26.315 km² de hábitat núcleo al sur de Sinaloa, Nayarit y Jalisco (Kim Fisher, Wildlife Conservation Society, comunicación personal; [Cuadro 1](#); [Figura 1](#)). A lo largo de la costa norte en las municipalidades de Cabo Corrientes y Puerto Vallarta, un área de relieve marcado (0-1,800 msnm), los jaguares usan el bosque tropical seco y el bosque semi deciduo.

En áreas protegidas de Jalisco y Nayarit, las principales presas de los jaguares son los venados cola blanca, pecaríes de collar, armadillos, mapaches y coatíes (Núñez et al. 2002). En las zonas anegadas, los mapaches son una presa importante (Rodrigo Núñez, Proyecto Jaguar, comunicación personal). Sin embargo, en áreas con mucho ganado y escasas presas naturales, el primero representa una fuente de alimento (Rodrigo Núñez, Proyecto Jaguar, comunicación personal).

Los bosques tropicales secos y semidecuidos han sido reducidos y fragmentados debido a la presión de la agricultura y la ganadería y el desarrollo de la infraestructura (camino y turismo asociados a los hoteles y resorts del oeste de México) y pueden estar acelerando la fragmentación.

La mayor parte de los registros de jaguares del Área Núcleo Jalisco vienen de zonas montañosas cubiertas con bosque bajo seco tropical o semi-deciduo, con una pequeña parte de bosque de pino y roble. Núñez (2007) describió 6 sub-unidades prioritarias de conservación para los jaguares en el Área Núcleo Jalisco: 3 en Jalisco y 3 en Nayarit. Las investigaciones en esta región se han enfocado en 4 sitios: 1 en Nayarit y 3 en Jalisco. Las investigaciones más completas han sido llevadas a cabo en 3 Reservas de la Biósfera reconocidas federalmente: Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala (RBCC), Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán (RBSM), y Reserva de la Biosfera Marismas Nacionales Nayarit (RBMNN). El único estudio a largo plazo fue realizado en la RBCC. Dos áreas adicionales donde se están llevando a cabo estudios con jaguares son UMAs protegidas por voluntarios.

Jalisco

La RBCC en Jalisco de 130 km² (Núñez et al. 2000, Núñez-Pérez 2006, 2011) es una reserva privada reconocida como una ANP. Fue establecida en 1993 y puede considerarse como el corazón del Área Núcleo Jalisco. La reserva se extiende desde el este en el Océano Pacífico y alcanza elevaciones de 700 msnm. El terreno es escarpado con arroyos separando las colinas. Como la precipitación anual de 700 mm es estacional, entre junio y octubre, los arroyos son efímeros y eventualmente solo quedan pozas de agua en la época seca. Cerca del 90% del bosque es clasificado como tropical seco deciduo, es relativamente bajo (10-15 m de altura) y está

densamente distribuido en los cerros. Un bosque más alto y semidecídúo (15-25 m de altura) se encuentra a menores elevaciones a lo largo de la costa e ingresa tierra adentro en el borde de los arroyos. La tenencia de la tierra está dada por tierras privadas protegidas (que son propiedad y están manejadas por la UNAM y la Fundación Cuixmala), con una porción pequeña de tierras federales (en las áreas costeras y humedales).

Otra área importante para los jaguares es la RBSM, de 1.396 km², que se extiende por Jalisco y Colima. Las elevaciones de esta escarpada área van desde los 360 a los 2.900 msnm. Los tipos de vegetación incluyen bosques de pino y roble y bosque nublado. Los estudios con trampas cámara reportan una abundancia baja de jaguares, pero existen abundantes presas como venados y pecaríes (Rodrigo Núñez-Pérez, Proyecto Jaguar, comunicación personal). Aproximadamente el 60% de la tierra es parte de los ejidos y el 40% es privada, con 8.000 – 10.000 habitantes dentro de la reserva y 32.000 en comunidades agrícolas en sus bordes (<http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/2/manan.html>).

Si bien no es un área protegida oficialmente reconocida, la costa norte de Jalisco, Municipalidad de Cabo Corrientes, es un área importante para los jaguares (Núñez-Pérez 2007). Esta zona está constituida principalmente por ejidos y comunidades indígenas, con una pequeña parte de tierras privadas. Las principales actividades son la explotación maderera, ganadería extensiva y agricultura de subsistencia.

En la RBCC, Núñez et al. (2000) y Núñez-Pérez (2006) usaron trampas cámara y telemetría para documentar el uso del espacio y la dieta de jaguares y pumas, y Núñez-Pérez (2011) usó trampas cámara para estimar las densidades de jaguares en la reserva. Núñez et al. (2000) y Núñez-Pérez (2006) reportaron que los jaguares y pumas usan frecuentemente los arroyos, solapándose tanto en espacio utilizado como en dieta. Un análisis de 50 heces de jaguar y 65 heces de puma identificó que las principales presas del jaguar son el venado cola blanca, pecarí de collar, coatí y armadillo, mientras que las principales presas del puma fueron el venado cola blanca, pecarí de collar, armadillo, iguana negra (*Ctenosaurus pectinata*) y coatí (Núñez et al. 2000). Las áreas de acción promedio en esta área obtenidas con telemetría fueron de 110 km² para jaguares macho y 66 km² para las hembras. Las áreas de acción variaron estacionalmente en tamaño y ocasionalmente en ubicación (ej. variación individual de 23,8 km² versus 38 km² y 56 km² versus 92 km² para machos y hembras y para época seca y húmeda respectivamente; Núñez-Pérez 2006). Debido a que el área de acción y movimientos de los jaguares son más restringidos durante la época seca (las fuentes de agua también son más restringidas y esto influye en la disponibilidad de presas), registrar jaguares con trampas cámaras puede ser más eficiente (Núñez-Pérez 2006). Núñez-Pérez (2011) identificó 8 jaguares individuales de 26 fotos usando 29 estaciones de trampas cámara dispuestas en un polígono de 72 km². Usando esta información e información proveniente de trabajos con telemetría para estimar el área efectiva de muestreo, Núñez-Pérez (2011) estimó densidades de 4-5 jaguares /100 km² en la RBCC.

En sitios de Jalisco donde los jaguares y sus presas están protegidos, las áreas de acción de ambos parecen ser más pequeñas, y también más pequeñas que en Sonora, donde un hábitat más árido y menos productivo se puede traducir en densidades más bajas de herbívoros y áreas de acción más grandes de jaguares. Las áreas de acción de los pecaríes de collar tienen promedios de 0,48 y 0,59 km² y rangos de 0.17 a 1.0 km² (Miranda et al. 2004). El área de acción de los venados cola blanca promedia los 0.4 km² (Sánchez-Rojas et al. 1997).

Núñez (in prep) ha utilizado trampas cámara y entrevistas para evaluar el estado del jaguar y los conflictos entre gente y jaguares a lo largo de la costa de Jalisco, en la Municipalidad de Cabo Corrientes. Las encuestas cubrieron 1.400 km² y el esfuerzo de trampas cámara, 300 km² en la comunidad indígena de Santa Cruz del Tuito. Esta área está cubierta por bosque tropical deciduo y semideciduo, con terreno montañoso que alcanza los 1.000 msnm (Núñez in prep). El terreno es agreste, con arroyos que separan los cerros. La precipitación es de 700 a 1.000 mm anuales, y la temporada húmeda es de junio a octubre. Los arroyos son efímeros y están restringidos a pozas con agua durante la época seca. Las especies presa más comunes son el venado, pecarí y coatí. Los resultados preliminares indican que esta área tiene una población reproductiva de jaguares (Núñez in prep), pero aún no se dispone de datos sobre el estado del jaguar ni de los conflictos con humanos.

Nayarit

En Nayarit, dos zonas han sido muestreadas en los años recientes: la RBMNN (Núñez y Vazquez 2013) y el [Área de Protección de Recursos Naturales](#) en la Sierra de Vallejo-Río Ameca (Núñez et al. in prep). El terreno en los 1.338 km² de la RBMNN es un humedal dominado por manglares y pantanos y limitado por quebradas y lagunas al norte de Nayarit. En el sur, los 659 km² de la Reserva de la Biósfera Sierra de Vallejo comprenden una serie de hábitats, incluyendo bosques semidecuidos en varios estadíos, bosques de roble, y un santuario de jaguares de 20 km². Se están llevando a cabo estudios con trampas cámara y encuestas en la RBMNN (de 2011 hasta ahora [2014]) y en Sierra de Vallejo (Núñez et al. in prep). Ambas áreas están consideradas como [áreas terrestres prioritarias de conservación](#) por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), que incluye poblaciones reproductoras de jaguares, y son áreas de prioridad nacional para la conservación del jaguar. Además en Nayarit, hay áreas como Huicholes y Nayar que tienen zonas montañosas (250-1.900 msnm) que ofrecen oportunidades para la conservación del jaguar ya que son áreas grandes que carecen de población humana. Estas dos áreas están en proceso de ser decretadas áreas naturales protegidas (http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/areas_prot.php).

Colima y Michoacán

Técnicamente, el límite sur de la NRU está en Colima, pero el estado de los jaguares justo al sur de ésta, en Michoacán, merece ser mencionado. Los registros de jaguares son escasos tanto en Colima como en Michoacán. Los únicos datos recientes de Michoacán vienen de una zona de

Sierra Madre del Sur, que tiene un bosque tropical seco y semideciduo, bosque de pino y roble, con temperaturas máximas de 29° C en la costa, 26° C en las sierras, y 40° C en el Río Balsas, con una precipitación anual de 500 a 2.500 mm (Núñez 2012). Los registros recientes de jaguares provienen de la parte sur del estado (Charre-Medellín et al. 2013) y la abundancia reportada es relativamente baja (1.8 jaguares/100km²; Núñez-Pérez 2011, Núñez 2012).

PRESENCIA-AUSENCIA Y OCUPACIÓN

La presencia y distribución de una especie son [variables de estado](#) importantes en la ecología y conservación. Los estudios de ocupación pueden ser usados para evaluar la distribución espacial o estimar la proporción de un área dada que está ocupada por los jaguares y sus presas (MacKenzie et al. 2002, 2003, 2006). Los estudios de ocupación consisten en muestreos de detección/no detección llevados a cabo en una serie de unidades de muestreo (ej. una grilla o fragmentos de hábitat) durante un número de visitas repetidas. En la práctica, una serie de unidades de muestreo que es representativa del área de interés se muestrea repetidamente, usando cualquier metodología que permita detectar ya sea la especie en sí, o señales como huellas o heces. Se registra la detección de la especie de interés en cada sitio durante cada visita u ocasión, resultando en una matriz de datos de sitios x ocasión, registrando la especie detectada como “1” y como “0” cuando la especie no fue detectada. Las detecciones múltiples en una combinación de sitio y visitas se conjugan como una sola entrada de “1”.

Para analizar estos datos, los modelos de ocupación combinan un componente describiendo cuando una unidad de muestreo está ocupada o no por la especie de interés – este proceso se rige por la probabilidad de ocupación, y, si la especie no es detectada, se rige por la probabilidad de detección. Las visitas repetidas a las áreas de muestreo son necesarias para el modelo de detección.

Ambas probabilidades (ocupación y detección) se pueden modelar como funciones de las covariables, tales como el hábitat, clima, u otras variables. Existe una serie de modelos de ocupación, descritos brevemente en la sección [Tipos de Modelos de Ocupación](#), siendo el más simple el modelo de una sola temporada. Por definición, en los modelos de una sola temporada la ocupación en cada zona de muestreo permanece estable, o sea, no cambia durante la duración del estudio (esto es análogo al supuesto de la “población cerrada” en los modelos de captura y recaptura). La probabilidad de detección, sin embargo, puede variar y las variables específicas al tiempo pueden incluirse si se consideran importantes. Además, los modelos llamados multi-estacionales (o dinámicos) son útiles si se tienen datos de muestreos repetidos durante períodos largos. Estos permiten modelar los cambios en la ocupación a través del tiempo e investigar el eje impulsor de la extinción local y la recolonización.

En esta sección del protocolo, nos enfocaremos en el diseño de un muestreo para estudiar ocupación de una sola temporada para jaguares en las áreas núcleo de la NRU. Primero, discutimos algunos aspectos prácticos de los modelos de ocupación. A esto sigue sugerencias específicas de cómo realizar estudios de ocupación de jaguares en las áreas núcleo de la NRU. Finalizamos con una breve discusión sobre los métodos analíticos y de las formas cómo refinar y ajustar el diseño de muestreo.

Consideraciones Prácticas

Definición de ocasión — Para estimar la probabilidad de detección se precisa de varias visitas a cada sitio de muestreo. Cuando el muestreo con trampas cámara es continuo (las cámaras funcionan y colectan datos durante todo el estudio), la definición de ocasión es arbitraria. Existen algunos factores a considerar: las ocasiones no deben ser tan cortas como para generar muchos ceros en la base de datos. Esto puede causar que la probabilidad de detección se acerque a 0, lo que puede ocasionar problemas en los cálculos. Por otro lado, ocasiones muy largas resultarán en la pérdida de información, debido a que los registros se condensan en un formato binario (detectado o no) para cada ocasión. En situaciones donde la ocupación de animales con baja densidad en la unidad de muestreo, tales como fragmentos de hábitat, es estimada con un solo punto de muestreo (ej. una sola trampa cámara), una ocasión debe ser lo suficientemente larga como para permitir que el o los pocos individuos que existen en el área sean registrados por la cámara. El tamaño de la ocasión debe ser constante, pero se puede trabajar con diferentes tamaños si fuera necesario incluyendo el esfuerzo por cada ocasión como una covariable en la probabilidad de detección. Las ocasiones perdidas, debido a mal funcionamiento de las cámaras por ejemplo, pueden arreglarse durante el análisis de datos. En los estudios con jaguares se han usado de 1 a 14 días como una ocasión de muestreo (Silver et al. 2004, Sollmann et al. 2012a). Un período de siete días (una semana) para considerarse como una ocasión de muestreo apropiada para jaguares en la NRU, pero la duración de una ocasión puede ser decidida después de que los datos hayan sido colectados (ver sección [Duración del Muestreo](#)). Las ocasiones de muestreo pueden diferir entre sectores de la NRU, dadas las diferencias en la densidad de jaguares y en los tamaños de las áreas de acción (ver [Estado del Jaguar y Hábitat en la NRU](#)). Las diferencias en la duración de la ocasión entre sectores de la NRU no afectarán los resultados de los estudios de ocupación pero harán que las estimaciones de detección no sean comparables porque tienen como marco diferentes escalas temporales. Dado que la detección es simplemente un [parámetro secundario](#) que requiere de una estimación para calcular la ocupación, la duración de la ocasión puede diferir entre sectores de la NRU si fuera necesario.

Definición de unidad de muestreo — La ocupación es una medida que se refiere a un área. Los estudios de ocupación, sin embargo, han sido utilizados ampliamente para muestrear áreas continuas (ej. Linkie et al. 2007, Sollmann et al. 2012a). Los estudios en las áreas núcleo de la NRU sobre ocupación de jaguares también califican como un muestreo en un área continua. En esta situación, se debe ser cuidadoso en la definición de unidad de muestreo. Para definir el área de un estudio de ocupación, los investigadores generalmente usan un cuadrado, círculo o hexágono con una superficie similar al área de acción de la especie de interés (ver [Autocorrelación Espacial](#)).

Asignación del esfuerzo — La exactitud y la precisión de la estimación de los parámetros - en este caso, la probabilidad de ocupación y sus relaciones con las covariables ambientales - están influidas por el tamaño de la muestra. En los estudios de ocupación, el tamaño de la muestra tiene dos componentes, el número de sitios muestreados y el número de visitas repetidas en cada

sitio. Varios estudios han usado métodos basados en simulaciones para estudiar el balance entre muestrear más sitios versus muestrear más tiempo. Sobre todo, encontraron que la estrategia óptima dependía de las probabilidades de ocupación y detección: cuando la ocupación es baja, se deben muestrear más sitios, mientras que cuando la ocupación es alta, se obtienen mejores muestreando menos sitios más seguido (Field et al. 2005, MacKenzie y Royle 2005). Por otro lado, pocos sitios de muestreo limitarán el número de covariables que pueden incluirse en el modelo y afectarán el poder del muestreo para detectar relaciones importantes entre la ocupación y las covariables, o para detectar tendencias temporales en cuanto a la ocupación (ver también [Análisis de Poder](#)). Bailey et al. (2007) encontraron que muestreando un número mayor de sitios y con más número de visitas, las estimaciones del modelo eran más robustas en cuanto a errores del modelo de detección (ej. errores en incluir covariables de detección). MacKenzie et al. (2002) mostró que incrementando el número de sitios muestreados, así como el número de muestreos, resulta en mejores propiedades de los estimadores. De manera similar, O'Brien (2010) mostró que si la probabilidad de detección era baja (0,02), aún bajo altos valores de ocupación (60%), se necesitaban más de 100 sitios de muestreo para obtener estimaciones precisas ($CV < 20\%$). Con una probabilidad de detección duplicada, 60 sitios de muestreo eran suficientes para una adecuada exactitud y precisión. El número de sitios de muestreo necesario para una buena estimación se incrementa cuando las tasas de ocupación son bajas. En el caso de los muestreos con trampas cámara, las visitas repetidas generalmente no están limitadas – una vez se instala una trampa cámara continuará colectando datos hasta que la batería o la memoria se agote. Entonces, debido a que los gatos grandes usualmente tienen baja probabilidad de detección (debido a las bajas densidades y su comportamiento evasivo), es lógico apuntar a cubrir una superficie tan grande como sea posible, tanto como las limitaciones financieras y logísticas lo permitan.

Autocorrelación Espacial — Se asume que la detección y la ocurrencia de las especies son espacialmente independientes. En términos prácticos eso quiere decir que las unidades de muestreo deben estar suficientemente lejos como para que un individuo sea detectado en solo una unidad, usualmente al menos la distancia correspondiente al diámetro del área de acción de la especie de estudio. más a menudo, este criterio es aplicado a los centros de las unidades de muestreo vecinas. La correlación espacial en la ocupación puede tomarse en cuenta usando modelos de autoregresión condicional o autolísticos (CAR, ver [Tipos de Modelos de Ocupación](#)). Estos modelos, sin embargo, son más complicados para implementar y pueden presentar problemas de [convergencia](#). Los efectos de la autocorrelación en la ocupación, y la importancia y mejores métodos para dar cuenta formalmente de autocorrelación espacial, son un tanto polémicos (ej. Dormann 2007). Es prudente evitar la autocorrelación espacial en la ocupación cuando sea posible usando un diseño de muestreo espacial adecuado. Ciertas técnicas de investigación pueden inducir la autocorrelación de las detecciones. Por ejemplo, cuando estudiando huellas en un camino, usando repeticiones espaciales (como distintos caminos o grillas predeterminadas) más que repeticiones temporales (como muestrear un número definido de kilómetros en un número predeterminado de días [1 encuentro/ocasión de captura] y luego

repetir la investigación) puede inducir a la autocorrelación. Hines et al. (2010) desarrollaron un modelo que puede dar cuenta de esta forma de datos.

Protocolo de Investigación para Monitorear la Ocupación de Jaguares

El siguiente protocolo de investigación tiene el objeto de evaluar y monitorear la ocupación de jaguares en las áreas núcleo de la NRU por 15 años. Nos enfocamos en sugerencias para estudios de una sola estación, pero también proporcionamos orientación en cómo evaluar el poder de los estudios multi-temporales para detectar cambios en la ocupación. Nuestras recomendaciones están basadas en las experiencias de los autores con metodologías analíticas y de investigación, así como con ecología del jaguar y limitaciones logísticas de la NRU. Debemos notar que nuestras sugerencias no contemplan limitaciones de presupuesto. más aún, creemos que los diseños de muestreo sugeridos se pueden modificar de acuerdo a la presencia de los jaguares o si se trata de estudios piloto a menor escala. Nos encargamos de estos temas en las siguientes secciones.

Definiendo y Eligiendo las Unidades de Muestreo

En los análisis de ocupación, la unidad de muestreo es un sitio o área donde se obtienen los datos con un resultado de detección o no-detección con uno o más medios de detección en cada unidad de muestreo (MacKenzie et al. 2006, Long y Zielinski 2008). MacKenzie et al. (2006) sugirieron que una unidad de muestreo debería ser suficientemente grande como para tener una probabilidad razonable de que la especie esté ahí (ej. una probabilidad entre 0.2 y 0.8), pero lo suficientemente pequeña para que cualquier estudio de ocupación sea significativo y pueda ser muestreada con un esfuerzo de campo razonable. Así, las unidades de muestreo a menudo se estiman basadas usando la mayor área de acción reportada para la especie objeto.

Gutierrez-González et al. (2012) estimaron densidades de jaguares de 1,05/100 km² en la RJN. Rosas-Rosas y Bender (2012) estimaron una densidad de jaguares de 1/100 km² en la UMA Alianza para la Conservación del Jaguar en la Sierra Alta de Sonora. Moreno et al. (2013) estimaron 2,7 jaguares/100 km² en las Montañas de Sierra Madre en el noreste de Sonora. Núñez-Pérez (2011) estimó densidades de jaguares de 4-5/100 km² en la Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala en Jalisco, probablemente la estimación razonable más alta para la NRU, en un área donde las áreas de acción de los jaguares promediaban los 110 km² (Núñez-Pérez 2006).

Estimaciones de varias otras áreas incluyeron densidades de 5,7-5,8 jaguares/100 km² y áreas de acción para los machos de 140 a 170 km² en las planicies inundadas del Pantanal (Soisalo y Cavalcanti 2006, Cavalcanti y Gese 2009); densidades de 2,47/100 km² y áreas de acción para los machos de 280 a 299 km² en el bosque Atlántico Lluvioso de Brasil (Cullen Jr 2006); y desde el bosque chaqueño seco, cálido y bajo cerca de límite sur de la distribución del jaguar (promediando 10 estudios) densidades estimadas de 0,86/100 km² (Noss et al. 2012), con áreas de acción para los machos en el Chaco paraguayo de 692 km² (McBride 2009).

Debido a que la información publicada sobre áreas de acción en la NRU es escasa, es necesario hacer conjeturas para asignar una escala apropiada para los estudios de ocupación. Como referencia, dos estimaciones de densidad en Sonora (Gutiérrez-González et al. 2012, Rosas-Rosas y Bender 2012) tienen valores de menos de la mitad de las del bosque Atlántico en Brasil, donde los machos tienen un área de acción de 300 km² (Cullen Jr 2006), aunque son más altas que en el Chaco (Noss et al. 2012), donde los machos tienen un área de acción promedio de 700 km² (McBride 2009). Nuestra expectativa es que, a gran escala, las densidades de jaguares sean bajas en Sonora y que las áreas de acción sean grandes. Recomendamos polígonos de muestreo de 500 km² para la NRU. Para muestrear una serie representativa de unidades, sugerimos solapar una grilla de hexágonos de 500 km² en la NRU ([Figura 3](#)), luego muestrear 50% de los hexágonos resultantes para asegurarse que suficientes datos han sido colectados para un modelo de ocupación confiable. Estas unidades pueden elegirse aleatoriamente, o, preferiblemente, de forma sistemática con un punto de partida al azar. Esta segunda opción se traduce en una mejor cobertura espacial del área de interés. Siguiendo este método, el Área Núcleo Sonora consiste de 155 hexágonos ([Figura 4](#)), 78 de los cuales deben ser muestreados, mientras que el Área Núcleo Jalisco consiste de 109 hexágonos, 55 de los cuales deben ser muestreados. Además de estos hexágonos del área núcleo, sugerimos elegir unidades de muestreo adicionales fuera del límite de las áreas núcleo para estudiar la posible expansión o reducción del rango de los jaguares. A pesar de la probable variación en las áreas de acción entre Jalisco y Sonora, se deberían usar las mismas unidades de muestreo para que los estudios sean comparables entre las dos áreas núcleo.

Cuando se diseñan estudios en otras partes del rango del jaguar, se deben tener consideraciones similares; las unidades de muestreo deben adecuarse a las estimaciones locales del tamaño del área de acción de los jaguares para reducir la auto-correlación y evaluar la ocupación con un criterio biológico. Dependiendo de los resultados de las primeras investigaciones, es lógico que la cobertura de las áreas núcleo en los próximos estudios se reduzca en un 30% en todos los hexágonos, pero esta opción se debe evaluar cuidadosamente basándose en los datos y los objetivos del estudio (ver [Análisis de Poder](#)).

Cobertura Espacial de la Unidad de Muestreo

Cada hexágono debe muestrearse con 5 estaciones de trampas cámara ([Figura 5](#); ver [Instalando las Cámaras](#)), con una cámara por estación (ver [Instalando y Revisando las Cámaras](#)). En esto, tienen que haber un balance entre lograr una cobertura espacial de la unidad de muestreo y mantener la viabilidad logística. Si se dispone de una buena cantidad de trampas cámara y personal, se pueden instalar dos cámaras adicionales en la unidad de muestreo, en caso de que alguna cámara funcione mal o sea robada. Las cámaras deben instalarse en una grilla regular en el hexágono para tener una cobertura espacial óptima (ej, [Figura 6](#)). Esta disposición se ajusta fácilmente a varias cantidades de trampas cámara. Esta grilla regular debe entenderse como una guía de dónde instalar las trampas cámara en el hexágono; las ubicaciones específicas deben elegirse para optimizar la probabilidad de detección de los jaguares (ver [Instalando las Cámaras](#)).

Duración del Muestreo

Los modelos de ocupación de una sola temporada asumen que la ocupación en cada unidad de muestreo no cambia durante el muestreo. Entonces, la duración del muestreo debe limitarse a un lapso que, en términos biológicos, se aproxime a este supuesto. Para un muestreo a gran escala, como el que sugerimos aquí, se debe tomar en cuenta la logística, la necesidad de obtener suficientes datos para el modelo y el supuesto de trabajar con una población cerrada. Con base en la experiencia con trampas cámara de varios autores en la NRU, se requieren unos 3 meses para todo el estudio con trampas cámara, incluyendo la instalación y retiro (ver también [Desafíos Logísticos](#)). Sugerimos muestrear un sitio durante 3 meses para obtener suficientes datos. Las limitaciones logísticas hacen imposible instalar todas las trampas cámaras en la NRU en uno o pocos días. Considerando toda la NRU, las trampas cámara serán instaladas sucesivamente en el área de estudio. Sugerimos una duración total del estudio – desde el primer día de la primera cámara hasta el último día de la última cámara – de 6 meses. Este período puede dividirse en 24 ocasiones de muestreo de una semana, 18 ocasiones de 10 días de muestreo o 12 ocasiones de 2 semanas de muestreo. Como se mencionó anteriormente, definir las ocasiones de muestreo en un muestreo continuo es un tanto arbitrario, la duración de una ocasión puede ajustarse dependiendo de los datos ya obtenidos (ver [Consideraciones Prácticas – Definición de ocasión](#)). La duración total del estudio puede reducirse si se obtienen suficientes datos en un lapso más corto, o puede extenderse si los datos son escasos. Como marco de referencia, en zonas que se sabe tienen poblaciones de jaguares en el Área Núcleo Sonora, toma unas dos semanas registrar la especie por primera vez (Carlos López-González, Northern Rockies Conservation Cooperative, comunicación personal). Debido a que la instalación de las trampas cámaras consume mucho tiempo y representa un desafío logístico, es conveniente dejar las trampas cámara en el campo tanto tiempo como el equipo y los supuestos poblacionales lo permitan.

Además, sugerimos muestrear durante la época seca para evitar las dificultades logísticas debido a las inclemencias del tiempo y que las trampas cámara se malogren con la lluvia y humedad. Limitando el muestreo a una sola temporada también va ayudar a acercarse a estados de ocupación constantes. En Jalisco, la temporada seca dura de octubre a mayo, en Sonora de noviembre a junio.

Instalando las Cámaras

La ubicación aproximada de una trampa cámara será determinada en gabinete usando un programa de computadora SIG, siguiendo la metodología descrita anteriormente. Una vez en el campo, estas ubicaciones necesitan ser ajustadas a lugares idóneos para las trampas cámara. Se sabe que los jaguares suelen viajar por senderos y caminos (Salom-Pérez et al. 2007, Sollmann et al. 2011), los machos más que las hembras (Conde et al. 2010). Entonces, las trampas cámara para fotografiar felinos mayores son generalmente instaladas en caminos u otras zonas algo abiertas (como arroyos o pozas) que pueden ser usadas por los animales para trasladarse y ayudan que los mismo pasen frente a una cámara. Estas características, y otras de los

microhábitats, influyen en la probabilidad de detección. Cuanto más ayude la zona a que el animal pase frente a la cámara, mayores posibilidades habrán de registrarlo cuando está en el área. Para esto, limpie las rutas de viaje (senderos, caminos, ríos u otros bordes de hábitat) en hábitats más cerrados, ya que aquí tienen más posibilidades de detección que en hábitats abiertos donde los animales pueden circular por muchas partes. El proceso de instalación debe ser cuidadosamente descrito.

Técnicos familiarizados con la zona deben elaborar un protocolo estandarizado de antemano, que incluya una descripción clara de las características que deben ser registradas. Esto va a asegurar que los datos sean obtenidos sistemáticamente. Las características deben incluir (aunque no solamente): presencia de caminos o senderos donde se instalan las trampas cámara, ancho del camino o sendero, presencia de otro tipo de borde de hábitat (ej. pastizales o matorrales), presencia de arroyos o ríos, cresta de montañas, barranco a lo largo del cual la cámara está instalada, densidad del hábitat alrededor de la trampa (ej. los animales se pueden mover libremente en la zona o se ven obligados a circular por senderos definidos), cobertura boscosa, etc. Para la organización de los datos y almacenamiento, ver [Registro de Datos](#). Los residentes locales pueden ser de gran ayuda cuando se trata de ubicar zonas idóneas para instalar las trampas cámara, ya que ellos saben donde se han observado anteriormente huellas u otras señales de los jaguares. En el [Anexo 4](#) puede encontrar orientación de cómo se colecta los datos de observaciones eventuales de jaguares. En el [Anexo 5](#) puede encontrar orientación para coleccionar datos sobre huellas y heces encontradas en el campo.

A continuación presentamos sugerencia para la instalación de trampas cámara con el objeto de fotografiar jaguares con datos recopilados por Polisar et al. (2014). Ver [Figura 7-8](#) con fotografías ilustrando la instalación de trampas cámara y un jaguar capturado por una trampa cámara.

- Encuentre un lugar donde haya un árbol o poste de tamaño medio. Los mejores árboles son los que tienen tronco recto, suficientemente grueso como para amarrar el cable de la trampa, pero no muy delgado de manera que el viento, gente o animales puedan moverlo. En áreas abiertas, puede ser necesario plantar estacas para amarrar las trampas cámara donde no hay árboles. Trate de minimizar la exposición directa al sol, ya que el exceso de calor puede reducir la sensibilidad del sensor a los animales de sangre caliente y/o hacer que la cámara dispare falsamente. Las cámaras deben instalarse al menos a 2 metros de donde se espera que el animal pase. Esto permite que se tomen fotos claras, bien enfocadas y con un espacio suficiente para la detección del sensor. Debido a que el rayo del sensor debe apuntar más o menos a la altura del hombro, para un jaguar la cámara se instala a unos 50 cm del suelo y paralelo él.
- Una vez que la cámara está instalada, limpie el área que se encuentra entre la cámara y el lugar que se espera pase el animal de todo objeto que pueda interferir con el sensor y el objetivo de la cámara. Las hojas y plantas que pueden ser movidas fácilmente por el viento pueden provocar falsos disparos, sobre todo cuando el sol las calienta. También evite de apuntar la cámara a una zona donde llega la luz del sol de manera directa.

- Pruebe el sensor pasando frente a él. La mayor parte de las trampas cámara tienen con un indicador que ilumina cuando el sensor detecta un objeto. Simule el tamaño de un animal, caminando agachado, y luego camine de forma casual. Asegúrese de cada posible ángulo en que el animal pueda pasar frente a la cámara está probado y que en cada caso, el sensor funciona.
- Ocasionalmente, las limitaciones en el terreno o la disponibilidad de árboles dificultan cubrir toda el área de interés. En tal caso, ponga ramas y vegetación para obstruir las zonas abiertas y obligar a los animales a pasar frente a la cámara. Esta técnica también es útil cuando no se puede instalar la cámara lejos del camino, y se quiere evitar que el animal pase muy cerca de la cámara. Instalar cercos ayuda a que el ganado no pase frente a las cámaras, pero permite que la fauna silvestre si lo haga (Rosas-Rosas y Valdez 2010). Especialmente en el Área Núcleo Sonora de la NRU, se debe tomar en cuenta la presencia de ganado y su efecto sobre las trampas cámaras.
- Algunos estudios han usado atrayentes como Obsession® de Calvin Klein o Chanel N° 5® (original u imitaciones), o esencias de predadores, puestos frente al sensor de la trampa cámara. El atrayente se puede rociar en un pedazo de tela o un tampón y luego se pone en un palo, protegido por la mitad de una botella plástica o un frasco de comida para bebé con agujeros en la tapa, que evita que el animal saque el atrayente o que la lluvia lo lave, pero dejando que éste sea liberado. El palo se clava en el suelo, o el frasco se coloca entre las dos cámaras. La tela con la esencia tiene que ser recargada regularmente, lo cual puede ser un desafío logístico en áreas remotas. El atrayente probablemente no atraiga animales desde largas distancias, pero va a ayudar a que permanezcan frente a las cámaras, y que se tomen bastante fotos desde varios ángulos durante cada evento de captura, y por ende, ayudando la identificación individual (Moreira Ramírez et al. 2011, Viscarra et al. 2011, García-Anleu 2012, Isasi-Catalá 2012). Si el atrayente no puede ser reemplazado con frecuencia, existe la posibilidad de que el perfume se disipe y la probabilidad de detección disminuya. Como los modelos de ocupación no se basan en la identificación individual, la aplicación de un atrayente no es esencial, entonces una opción es no usar ningún atrayente cuando éste no puede ser reemplazado frecuentemente.

Registro de Datos

Registros fotográficos — Todos los registros fotográficos deben ser ingresados a una base de datos con una sola línea para cada evento independiente, incluyendo gente y animales domésticos (ver Sunarto et al. 2013 para un ejemplo de una base de datos en Microsoft Excel). Los datos pueden reducirse fácilmente a un formato de detección/no detección para los jaguares y otras especies de interés. Con este formato básico también se puede ajustar la duración de la ocasión de muestreo luego que el estudio haya concluido. La información asociada con cada registro incluye (aunque no solamente): especie, identificación individual, sexo y edad si es posible, número de individuos en la foto, hora del día, fecha, identificación de la estación de trampa cámara y/o coordenadas, lugar del estudio e identificación del estudio (si es que se están ejecutando varios muestreos simultáneos en la zona). Para facilitar el procesamiento de datos, los nombres y la nomenclatura de cada ítem deben estar estandarizados.

Las fotografías deben almacenarse de manera que sean fáciles de ubicar, ej. en una carpeta que identifique la ubicación de las trampas cámaras y las fechas. Existe un programa de computadora específico para almacenar datos de trampas cámara y con un vínculo entre la planilla de datos y las fotografías. Por ejemplo, Camera Base (<http://www.atrium-biodiversity.org/tools/camerabase/>) extrae los datos (hora, fecha, etc.) de las imágenes digitales, permitiendo la lectura de las imágenes de las tarjetas en formato digital (SD), e incluye funciones para extraer ciertos datos de la base, tales como historiales de captura y recaptura o patrones de actividad. DeskTEAM (<http://www.teamnetwork.org/>) es otra plataforma para datos de trampas cámara, desde la ubicación de las trampas hasta las fotografías y su información asociada; se está desarrollando una nueva versión basada en un sistema de manejo de bases de datos abierto. Para las fotos hay un programa como ExifPro (<http://www.exifpro.com/>) que puede usarse para ordenar las fotos de trampas cámara. Finalmente, siempre que la misma información sea almacenada, depende del investigador que sistema usará para almacenar los datos.

Independientemente de las plataformas elegidas para manejar y archivar datos, presentamos una hoja de cálculo estandarizada para las detecciones de jaguares en la [Figura 9](#). Esta hoja de cálculo está diseñada para ser compatible con el programa Jaguar Event-Record Database (<http://jaguardata.info/>) desarrollado por WCS. La interfaz de usuario necesaria para una fácil importación de los registros de datos de jaguares provenientes de trampas cámara (y de otras fuentes) utilizando esta hoja de cálculo estándar podría ser desarrollado para aumentar el tiempo y la eficiencia con la que las bases de datos grandes podrían incorporarse a la base de datos ya existente. Importando las observaciones de jaguares a esta base de datos se centralizará la información sobre ocurrencia de jaguares y permitirá a los investigadores conocer los trabajos sobre jaguares en todo el rango de la especie.

Información del Muestreo—Además de los datos de trampas cámara, es importante conservar los datos relacionados al muestreo, tal como la ubicación de las trampas cámara (en latitud y longitud), fechas de instalación y retiro, y características de la instalación de las trampas (ver [Instalando las Cámaras](#)). Si mientras se revisa o se retira una trampa cámara, el aparato no está trabajando (debido a que está malograda, sin baterías, abierta o vandalizada), este dato debe ser registrado. A menudo la fecha de la última foto de esa cámara se usa como dato para saber el último día que la unidad estaba trabajando. Para asegurarse que la cámara esté funcionando correctamente y para ayudar a organizar los datos se pueden tomar fotos de un letrero indicando el lugar y fecha de instalación o revisión de cada trampa. Algunas cámaras pueden programarse para tomar fotos cada día sin que pase un objeto enfrente, lo que ayuda a determinar si la cámara funcionó constantemente. Una vez que el muestreo terminó, se debe elaborar una hoja de cálculo para cada cámara, con una línea para cada estación de trampa cámara y una columna para cada día del muestreo, desde el día que la primera cámara fue instalada hasta el día que la última cámaras fue retirada con datos de “0” o “1” dependiendo si la cámaras funcionó ese día (1) o no (0).

Covariables—Se puede modelar la probabilidad de ocupación y la probabilidad de detección como funciones de las covariables. En los modelos de ocupación de una sola estación, la probabilidad de ocupación solo puede ser una función de las covariables espaciales. Si los objetivos del estudio incluyen predecir la ocupación en áreas no muestreadas, se necesita disponer de las covariables para toda el área de estudio (en este caso, las áreas núcleo de la NRU), no solo para los sitios donde hay trampas cámara. Esto generalmente limita las covariables a datos de sensores remotos u otros datos de SIG, o las covariables provenientes de censos en otras áreas (asentamientos, caminos, densidad poblacional humana, etc.), debido a que las covariables colectadas en la zona de estudio no estarán disponibles para un área mayor. La probabilidad de detección puede modelarse como una función de covariables específicas al tiempo y específicas al espacio. Si nos interesa el tiempo, la matriz de covariables precisa incluir una sección con valores de tiempo x espacio de covariables que varían con el tiempo, tales como lluvias, temperatura, etc. Debido a que la extrapolación de la probabilidad de ocupación a zonas que no han sido muestreadas no necesita extrapolar la probabilidad de detección, las covariables espaciales sobre la detección pueden ser obtenidas en la zona de estudio. En la sección [Instalando las Cámaras](#) se pueden encontrar ejemplos de tales covariables.

Formato de los datos para los modelos de ocupación — Dependiendo del programa utilizado para implementar los modelos de ocupación, la estructura de los datos a ingresar puede variar. La idea general, sin embargo, es la misma para todas las plataformas analíticas: los datos a ingresar consisten en una matriz de lugar-por-ocasión y detección/no detección para la especie de interés; una matriz con covariables de hábitat específicas al lugar; y covariables de detección dependientes del tiempo y específicas para el lugar y cada ocasión (algunos programas pueden necesitar una matriz aparte para las covariables de ocupación y las covariables de detección). Algunos programas, tales como Camera Base, permiten extraer la matriz de detección y no-detección automáticamente de la base de datos. El programa gratuito R (R Core Team 2014) es otra opción para manipular la matriz de datos crudos fácilmente y en repetidas ocasiones.

Análisis de Datos

Existen varias plataformas para analizar los datos de ocupación. PRESENCE (Hines 2014) proporciona una interfaz fácil de usar para ingresar los datos, construir un modelo y obtener los resultados. Se puede encontrar mucha información y ejemplos en la web. Para la gente que esta familiarizada con R, el paquete “unmarked” (Fiske y Chandler 2011) proporciona una serie de funciones para modelar la ocupación. Tanto PRESENCE como R/unmarked implementan los modelos de ocupación en el método “Information Theoretic”. Implementar modelos de ocupación en un [Método Bayesiano](#) es inmediato usando programas tales como WinBUGS (Gilks et al. 1994) o JAGS (Plummer 2003). Kéry (2010) y Kéry y Schaub (2012) proporcionan orientación sencilla para usar estos programas para análisis ecológicos, incluyendo los modelos de ocupación. Estas plataformas son flexibles para construir modelos. Además, para algunos modelos, el método Bayesiano es más fácil. Ver la sección [Modelos de Ocupación](#) donde aparece una breve discusión sobre los tipos de modelos de ocupación.

Equipos y Costos

Personal — El trabajo de campo debe ser ejecutado en equipos de por lo menos dos personas. El salario de un asistente de campo puede costar unos 750 \$US mensuales. Como referencia, en un muestreo de 300 km² sobre lobos mexicanos y sus presas, 3 equipos pasaron 3 días en el campo para instalar 30 trampas cámara (Carlos López González, Universidad de Querétaro, comunicación personal). Esto significa la instalación de 3.3 trampas cámara por un equipo-día (o sea un equipo trabajando un día). Extrapolando a nuestra zona, el muestreo en el área núcleo requerirá unos 118 equipo-días para Sonora (78 hexágonos por 5 cámaras) y 83 equipo-días para Jalisco (55 hexágonos por 5 cámaras) para instalar las trampas cámara. El retiro de las trampas será más rápido, pero sin duda también precisará de buen tiempo. Los costos estimados aquí no incluyen alquiler de vehículos, combustible y mantenimiento, que para un estudio de este tipo son significativos. Además el número de horas/persona requeridas para identificar las fotografías e ingresar los datos a la base luego del trabajo de campo también deben tomarse en cuenta.

Trampas cámara—Dependiendo del modelo, las trampas cámara (incluyendo la tarjeta de memoria, cable, seguro) cuestan entre 250 y 450 dólares. Para cada área núcleo, un estudio completo necesitará unas 500 cámaras, incluyendo cámaras para los hexágonos adicionales en el borde del área núcleo, y unidades de repuesto para reemplazar las que se malogren. Dependiendo del modelo específico, el costo total en trampas cámaras asciende a 125.000 – 225.000 \$US. Existen muchas marcas que están desarrollando nuevos modelos constantemente, de manera que no es posible presentar una revisión completa de los modelos disponibles sin quedar desactualizado casi inmediatamente. Sugerimos revisar los comentarios de los usuarios de las diversas marcas y modelos en www.trailcampro.com.

Los modelos vienen equipados con una serie de funciones. Dos funciones fundamentales que hay que considerar son el tipo de sensor y el tipo de flash. La mayor parte de las trampas cámara vienen con un sensor de movimiento pasivo infrarrojo. Este es activado por los animales de sangre caliente que caminan frente al sensor. Sin embargo, hay modelos con un rayo activo infrarrojo (las cámaras más comunes para este caso son Trailmaster®). Estas cámaras son accionadas cuando un animal (o cualquier objeto) interrumpe el rayo. Es necesario instalar dos aparatos (transmisor del rayo y receptor) a lados opuestos del camino, lo que puede ser complicado. La gran ventaja de las cámaras activas es que no son disparadas por la luz del sol o el calor. Sin embargo, la caída de las hojas o una fuerte lluvia puede interrumpir el rayo y activar la cámara (aunque en este caso se puede programar un tiempo mínimo de interrupción del rayo).

Las trampas cámara modernas pueden tener ya sea flash de luz o flash infrarrojo. El flash de luz produce fotos más claras y de colores en la noche, lo que aumenta la posibilidad de identificar los individuos. Esto no es necesario para los modelos de ocupación, pero proporciona información adicional sobre el número mínimo de jaguares en la zona de estudio y sobre los movimientos individuales. Por otra parte, el flash de luz alerta a la gente de la presencia de la cámara y puede aumentar el riesgo de robo; además, algunos estudios han afirmado que el flash

puede producir una reacción del animal a la cámara (Wegge et al. 2004). Finalmente, el flash de luz necesita de un tiempo para recargarse, de manera que el tiempo mínimo entre fotos tiene que ser más largo (en el orden de segundos). Sin embargo, algunos modelos han superado esta limitación manteniendo el flash encendido durante las fotos que se toman en cada evento. Por otro lado, el flash infrarrojo no “congela” el objeto en movimiento, y por ende puede tomar fotos un poco borrosas, complicando a veces la identificación de los individuos, especialmente de los que caminan rápido frente a la cámara. Se puede poner artefactos con esencias/perfumes para que los gatos se detengan a oler y se puedan tomar fotos de mejor calidad que permitan la identificación (ver detalles en [Instalando las Cámaras](#)). Además, se pueden tomar varias fotos en secuencia para mejorar la identificación.

Otros—Las trampas cámara se pueden instalar con tarjetas de memoria de 16 gigabits (GB). Estas tienen suficiente capacidad de almacenamiento para 3 meses, aun en áreas donde el ganado disparará frecuentemente las cámaras. En áreas con presencia humana, es mejor instalar las cámaras en cajas metálicas que se pueden asegurar a un árbol o poste usando un cable candado. Los requerimientos de baterías (tamaño, tipo, cantidad) dependerán del modelo de la trampa cámara y la duración del muestreo. El equipo adicional necesario para los estudios con trampas cámara incluye GPS, herramientas para cortar la vegetación y otros. En un estudio de la magnitud del presente, los costos de estos ítems adicionales tienen que ser tomados en cuenta.

Desafíos Logísticos

Un componente importante a la hora de implementar un muestreo a gran escala en las Áreas Núcleo de Sonora y Jalisco es el contacto y la comunicación con los dueños de las tierras. Debido al sistema local de tenencia de la tierra, cada hexágono en el norte de Sonora puede estar compuesto por unas 15 a 20 propiedades independientes. Al sur de Sonora y Jalisco este número se incrementa a aproximadamente 400 (Carlos López González, Universidad de Querétaro y Rodrigo Núñez-Perez, Proyecto Jaguar, comunicación personal). Establecer el contacto con los propietarios y obtener permisos para instalar las trampas cámaras no va a ser necesariamente fácil. Especialmente en Sonora, muchos propietarios pasan gran parte del tiempo fuera y los administradores de los ranchos generalmente no proporcionan datos de sus empleadores (teléfono, dirección) ni están en la posición de dar permisos. Para agilizar el muestreo con trampas cámara, los permisos para trabajar en tierras privadas deben obtenerse antes de que el proyecto se inicie. Esto va a necesitar un exigente trabajo previo y puede ser la parte más difícil en términos logísticos de implementar un estudio a gran escala en este paisaje.

Modelos de Ocupación

Tipos de Modelos de Ocupación

Existen varios modelos de ocupación y tienen la ventaja de ser flexibles. El más simple de ellos y en el que se enfoca este documento es el modelo de ocupación de una sola temporada, donde la ocupación permanece constante durante todo el estudio. Este modelo se puede aplicar a varios

muestreos, donde la ocupación puede variar de un muestreo a otro; a múltiples estados, por ejemplo “ausente” versus “presente pero raro” versus “presente y abundante”, y múltiples especies o modelos para comunidades. El modelo de Royle-Nichols (Royle and Nichols 2003) hace uso del vínculo entre la abundancia y la probabilidad de detección para estimar la abundancia local de la especie objeto. Otros tipos de modelos de ocupación analizan situaciones donde la ocupación o la detección aparentemente están espacialmente correlacionadas. Esta no es una lista exhaustiva, además se pueden combinar diferentes métodos (por ejemplo, los modelos multi escala se pueden combinar con los modelos multi estaciones). Pero los siguientes modelos son aquellos que creemos más útiles para el monitoreo la ocupación de jaguares (y sus presas) en la NRU. En esta sección, proporcionamos una breve explicación de estos modelos. Orientamos al lector en la extensiva bibliografía disponible sobre estos modelos para mayores detalles (Polisar et al. 2014).

Modelos de una sola estación—Este es el modelo básico de ocupación descrito brevemente en la sección [Antecedentes](#) que permite la estimación simultánea de la probabilidad de ocupación y la probabilidad de detección (MacKenzie et al. 2002). Los parámetros de ocupación y de detección pueden permanecer constantes en toda el área de muestreo o pueden ser estimados como una función de las covariables específicas al lugar y al muestreo (este último solo para la detección). Los efectos aleatorios pueden usarse para responder a la heterogeneidad no observable, resultando en los llamados modelos mixtos. La sustitución de especies de una lista regional por unidad de muestreo permite la estimación de la riqueza relativa de especies en un área de estudio y el estudio de las covariables que afectan la riqueza de especies (MacKenzie et al. 2006). Cuando las covariables se usan para estimar la ocupación, se pueden elaborar mapas predictivos para estimar la ocupación para sitios que no fueron muestreados, pero que están dentro del área de estudio y tienen el mismo tipo de covariables que los sitios muestreados.

Modelos multi estacionales—Son una extensión de los modelos de una estación y pueden usarse para inferir sobre la ocupación en el tiempo y las dinámicas meta poblacionales (MacKenzie et al. 2003). Las zonas pueden cambiar de ocupadas a no ocupadas entre estaciones. Estos procesos están regidos por las probabilidades de extinción local y la colonización, que son estimadas por el modelo. Discutimos estos modelos en la sección [Midiendo las Tendencias en la Ocupación](#).

Modelos multi estado—Son usados cuando nos interesa no solo si un lugar está ocupado, sino también si el sitio ocupado puede tener diferentes estados (Nichols et al. 2007, Mackenzie et al. 2009). Por ejemplo, los modelos de ocupación pueden ser usados para estimar si una especie está ausente, es rara o abundante, o, alternativamente, si están presentes diferentes estados de historia natural, como: ausente, presente, criando/reproduciéndose. Estos modelos pueden incorporar incertidumbre a las observaciones del estado (Nichols et al. 2007) y pueden extenderse a los modelos de múltiples estaciones (Mackenzie et al. 2009).

Modelos multi especies—Estos modelos combinan los datos de detección/no detección de una comunidad de especies para estimar parámetros a nivel de especies y a nivel de comunidad

(Dorazio y Royle 2005, Dorazio et al. 2006). Esencialmente, son un tipo de modelos mixtos (o de efectos aleatorios), donde se asume que los parámetros a nivel de especies tienen una distribución común que es regida por los parámetros a nivel de comunidad. De esa forma, la información es compartida entre las especies y aún las especies que pocas veces son detectadas (y por ende no pueden ser modeladas independientemente) pueden incorporarse al análisis. Estos modelos pueden ser de interés para modelar comunidades de mamíferos terrestres de tamaño medio o grande a partir de datos de trampas cámara, las que constituyen las presas de los jaguares.

Modelos de heterogeneidad con abundancia inducida (Royle-Nichols)—Estos modelos se basan en la idea de que la heterogeneidad en la abundancia genera heterogeneidad en la probabilidad de detección (Royle y Nichols 2003), ej, mientras una especie es más abundante localmente, más fácil será detectar al menos un individuo de esa especie durante el muestreo. Basado en este concepto, el modelo Royle-Nichols usa datos de detección/no detección para estimar la abundancia puntual de la especie objeto. Este modelo puede ser de interés particular para modelar la abundancia de las presas, porque la mayor parte de las especies presa no pueden ser individualmente identificadas.

Modelos para la autocorrelación en la detección—Estos modelos son usados cuando se han correlacionado observaciones, ya sea espacial o temporalmente, violando el supuesto de la independencia en las detecciones (Hines et al. 2010). Por ejemplo, cuando se ejecuta un muestreo de huellas en senderos, se puede detectar el mismo individuo varias veces en el camino, llevando a detecciones autocorrelacionadas espaciales. Ignorar esta estructura de datos puede llevarnos a estimaciones de ocupación [sesgadas](#). El modelo desarrollado por Hines et al. (2010) subdivide los transectos en segmentos y usa un proceso de Markov de primer orden para describir la dependencia de la detección en un segmento condicional en la detección del segmento previo para obtener estimaciones de ocupación sesgadas. El ejemplo de huellas/sendero se ocupa de las réplicas espaciales, pero puede aparecer una estructura similar de datos si las réplicas temporales no son independientes entre sí.

Modelos para la autocorrelación en la ocupación—El modelo descrito anteriormente para la autocorrelación resuelve situaciones donde las detecciones no son independientes entre sí, pero los modelos de ocupación asumen que la ocurrencia de especies en diferentes lugares de muestreo si es independiente. Este supuesto puede ser violado si las áreas de muestreo están muy cerca una de otra, de manera que un solo individuo puede estar en más de un sitio. El diseño de muestreo que detallamos en este documento intenta evitar este tema eligiendo unidades de muestreo a escala de un área de acción. Con este diseño de muestreo se puede obtener información adicional y a escala más fina sobre uso de hábitat por jaguares si es que consideramos las estaciones de trampas cámaras de los hexágonos como unidades de muestreo (en contraste, en el diseño sugerido en este protocolo, cada hexágono es una unidad de muestreo). Dadas las grandes distancias que se desplaza la especie objeto, no podemos considerar estas estaciones en los hexágonos como totalmente independientes entre sí. La forma

más común para tomar en cuenta la autocorrelación espacial es usando: 1) una regresión de tipo autologística del modelo de ocupación, donde la ocupación de un lugar dado es una función de la ocupación en sitios vecinos; o 2) usando un modelo condicional autoregresivo (CAR, Besag et al. 1991), donde se agrega un factor de error espacialmente correlacionado a la predicción de la probabilidad de ocupación. En ambos casos, los alrededores de un sitio dado pueden definirse basándose en el conocimiento de los movimientos de la especie (ej. Mohamed et al. 2013) o basado en el análisis de residuales (Moore y Swihart 2005, Sollmann et al. 2012a). Los modelos autologísticos y CAR se acomodan más fácilmente en un método Bayesiano.

Datos Piloto

El muestreo sugerido es un desafío logístico y financiero. Es conveniente realizar un estudio piloto pequeño para evaluar la factibilidad y posibilidades de la metodología descrita. Tal estudio piloto puede ser implementado en uno o algunos hexágonos, siguiendo las recomendaciones de diseño detalladas en este documento, y pueden ser realizados en diferentes regiones de la NRU. Aunque los datos colectados puede que no sean útiles para modelos de ocupación (ni ningún otro modelo), proporcionarán información que se puede usar para conocer los parámetros de las simulaciones de datos para una evaluación de la exactitud y precisión de las estimaciones bajo diferentes escenarios de muestreo (ver [Análisis de Poder](#); donde hay ejemplos de tales evaluaciones, ver MacKenzie y Royle 2005, Bailey et al. 2007). Alternativamente, los datos disponibles de trampas cámara pueden recopilarse y usarse de una forma análoga, de forma que se puede ir refinando el protocolo de investigación. Además de la literatura científica y gris, la Base de Datos para Registro de Eventos de Jaguares (<http://jaguardata.info/>) proporciona un punto de partida para recopilar la información existente sobre presencia y detección de jaguares.

Midiendo las Tendencias de Ocupación

Un objetivo primordial del muestreo de ocupación detallado en este protocolo es apoyar la evaluación de los criterios sobre la recuperación del jaguar, que incluye un incremento en (o al menos estabilidad de) la ocupación. Los modelos de ocupación multi estaciones pueden explicar los cambios en la ocupación de un muestreo/estación al siguiente. El diseño para un modelo de ocupación multi estación (también llamado dinámico) es el mismo que para uno de una sola estación, pero el de una estación se repite a intervalos largos. Esto refleja la idea de “diseño robusto” desarrollada por Pollock (1982) en el marco de modelos de captura y recaptura, donde un muestreo es repetido durante T [ocasiones primarias](#) (temporadas, años, etc.), y con cada ocasión primaria hay visitas repetidas a los sitios de muestreo, llamadas ocasiones secundarias. La ocupación permanece constante en una ocasión primaria (durante ocasiones secundarias), pero puede cambiar entre ocasiones primarias. La ocupación en la primera ocasión primaria ($t = 1$) es modelada como en el modelo de ocupación de una sola estación; en ocasiones subsecuentes, se convierte en una función de ocupación en el año anterior: si un sitio fue ocupado en el tiempo t , puede volverse no ocupado en el tiempo $t+1$ (extinción local), con probabilidad ϵ (probabilidad de extinción), o permanecer ocupado (con probabilidad $1 - \epsilon$). Un

sitio que no fue ocupado en el tiempo t puede volverse ocupado en el tiempo $t+1$ (recolonización) con probabilidad γ (probabilidad de recolonización), o permanecer no ocupado (con probabilidad $1-\gamma$). Tanto ϵ como γ pueden modelarse como funciones de covariables espaciales y temporales, pero una estimación exacta y precisa de estos parámetros requiere por lo general de un número razonable de ocasiones primarias (Bailey et al. 2007).

Como una alternativa a modelar explícitamente estos mecanismos, los datos de varios muestreos se pueden combinar e incluir el efecto del tiempo en la predicción de la ocupación. Un coeficiente positivo para el tiempo indicaría un incremento en la probabilidad de ocupación. Nuevamente, detectar un efecto significativo requerirá un número razonable de muestreos/temporadas. El número que se precisa de ocasiones primarias puede determinarse (al menos aproximadamente) usando el método detallado en la sección [Análisis de Poder](#). Tal método es de interés para determinar cuán seguido y a qué intervalos un muestreo tendrá que ser repetido para detectar cambios en la ocupación como se define en Criterios de Recuperación.

Análisis de Poder

El poder estadístico es la probabilidad de detectar un efecto significativo o tendencia, a pesar del “ruido” tal como la variación natural. El poder estadístico aumenta cuando el tamaño de la muestra y el tamaño del efecto también aumentan y cuando la varianza disminuye. El análisis de poder evalúa la probabilidad de que ciertos diseños de muestreo detectarán un cambio que realmente ocurre, en relación a la probabilidad de que el monitoreo detecte un cambio que no existe, o un error tipo-1 (α).

Dependiendo de los objetivos de un estudio, es mejor detectar falsos cambios que perder un cambio real. Por ejemplo, cuando se muestrea una especie críticamente amenazada, sería más prudente aceptar tasas mayores de error tipo-1 (ej. Hayward et al. 2002). Para ejecutar un análisis de poder es fundamental tener claro cuál es el objetivo del estudio y que nivel de error es aceptable.

El análisis de poder generalmente es llevado a cabo usando métodos basados en simulaciones que siguen algunos pasos básicos (modificado a partir de Bailey et al. 2007):

1. Definir el modelo de interés (una sola estación, multi estación, etc.);
2. Definir el diseño de muestreo para el cual se hace el análisis de poder (número de sitios, número de visitas repetidas, etc.);
3. Poner parámetros al modelo (definir los verdaderos valores de probabilidad de detección, probabilidad de ocupación, relaciones de covariables, etc.) – ese paso requiere información de estudios piloto o estudios realizados bajo circunstancias similares o en especies similares;
4. Generar datos de detección / no detección del modelo;

5. Analizar datos simulados con el modelo en consideración;
6. Estimaciones de los parámetros de extracción, medidas de incertidumbre/varianza, y sesgo;
7. Repetir los pasos 5 y 6 muchas veces;
8. Resumir los resultados para evaluar el sesgo y la precisión.

Para los modelos de ocupación, tanto de una sola estación como multi estacionales, el programa GENPRES (Bailey et al. 2007, Hines 2014) permite al usuario realizar tales análisis, así como análisis de otros aspectos que pueden afectar la exactitud y precisión de las estimaciones.

Modelando la Ocupación de las Especies Presa

Las trampas cámara colectan una serie de datos de especies no-objeto, incluyendo especies de mamíferos que son presas potenciales para el jaguar. En la NRU, tales especies incluyen al venado cola blanca, pecarí de collar, armadillos y otros (Núñez et al. 2000, Rosas-Rosas et al. 2010). La mayor parte de estas especies tienen un área de acción mucho más pequeña que los jaguares, entonces la separación sugerida entre cámaras en los hexágonos debe ser suficiente como para lograr ubicaciones espacialmente independientes. Bajo estas circunstancias, los datos fotográficos pueden usarse para modelar la ocupación de presas usando los métodos detallados anteriormente. Al igual que los jaguares, la ocupación de las presas puede predecirse para la NRU, y potencialmente sirve como una variable que ayuda a predecir la ocurrencia del jaguar.

Para tener en cuenta la presencia de una serie de especies de presa, se pueden desarrollar criterios binarios, tal como “al menos X% de posibilidad de que la presa Y esté en la zona”. Se debe notar que la disposición de las trampas cámara mencionada anteriormente está destinada a maximizar las detecciones de jaguares y no necesariamente optimizará la detección de otras especies, basado en dos factores. Primero, las áreas de acción de las presas son pequeñas en la NRU, y en algunos casos serán menores a los 100 km² muestreados por 5 trampas cámaras distribuidas en 500 km. Segundo, varios herbívoros tienen probabilidades de detección más altas fuera de los caminos (ej. Harmsen et al. 2010), ya sea debido a que tienen patrones de movimiento distintos, o porque evitan activamente las rutas usadas por los carnívoros. El diseño de muestreo sugerido podría ajustarse de varias formas para aumentar la detección de las especies presas. Por ejemplo, si la logística, personal y equipo lo permiten, se pueden aumentar trampas cámara a las estaciones ya existentes (o a algunas de ellas) y ubicarlas de manera que optimicen la detección de especies que no utilizan frecuentemente los caminos. Las diferencias en la disposición de las cámaras tienen que ser tomadas en cuenta en el análisis. Alternativamente, si el diseño de muestreo existente es extremadamente eficiente detectando jaguares en los hexágonos, algunas estaciones podrían ser instaladas para detectar especies presa. Si las áreas de acción de especies presa son muy grandes (como los pecaríes) y exceden los 100 km, entonces el análisis de ocupación usando las estaciones de trampas cámara como sitios de muestreo podría tener que reportar la autocorrelación espacial en la ocupación, como se detalla en la sección [Tipos de](#)

[Modelos de Ocupación](#), o usar hexágonos como unidades de muestreo. El modelo de heterogeneidad Royle-Nichols para la abundancia inducida en la detección es de particular interés para las especies presa, ya que éstas generalmente no pueden ser identificadas a nivel de individuo para los análisis de captura y recaptura.

Hines et al. (2010) diseñaron un modelo, que luego fue probado por Karanth et al. (2011a), que puede ordenar datos de ocupación seriales espacialmente replicados en un paisaje de 38.000 km² que incluyó 21.167 km² de hábitat potencial de tigres (*Panthera tigris*), incluyendo 5.500 km² de reservas de fauna. Se realizaron búsquedas de señales confiables en caminos y senderos para determinar la ocupación de tigres. Con diferentes grados de eficiencia, cuando un área de estudio dispone de buenos accesos y un sistema de caminos y senderos, con una búsqueda de señales se coleccionarán mayor cantidad de datos más completos y rápidamente, que con trampas cámara. Más que esperar que los jaguares pasen, los biólogos pueden cubrir rápidamente varios kilómetros y saber dónde pasaron los jaguares, obteniendo datos más rápido. Entre las limitaciones de la aplicación universal de este método con gatos grandes y sus presas está la presencia de sustratos rocosos, barro seco, bosques con mucha hojarasca o la falta de un sistema de caminos y senderos; situaciones comunes en toda la distribución del jaguar. En sustratos que no se marcan huellas y áreas con pocos caminos y senderos, las trampas cámaras serán más eficientes. Los hábitats semiáridos y generalmente rocosos de la porción norte de la NRU se ajustan a la última descripción; aquí, las trampas cámara son una opción lógica.

Debido a que las trampas cámara esperan a que los animales pasen en frente, un diseño alternativo sería el de considerar elevar la “búsqueda” moviendo las trampas cámara durante un estudio a gran escala. Intuitivamente, el diseño de 5 trampas cámaras muestreando simultáneamente tienen un componente espacial pasivo, y un componente temporal limitado por ocasiones arbitrarias (se debe considerar diferentes duraciones de las ocasiones). Los cambios estandarizados de las cámaras durante un estudio pueden aumentar los datos con dos series de ocasiones secuenciales y una búsqueda más profunda en el área. Durante el período A se puede conocer mejor el área de estudio y en base a esto se sugieren sitios alternativos para el período B, el que puede ser muestreado sin adquirir equipo extra, una inversión de esfuerzo mínimo y probablemente una estimación biológica más precisa del jaguar y sus presas a lo largo del área. Alternativamente, la ubicación semi-sistemática de las estaciones representada en la [Figura 6](#) puede sugerir cambios a segmentos adicionales del hexágono, aumentando las probabilidades para la detección de los jaguares, y aproximándose al área de acción de las presas. Durante los análisis, los dos períodos de muestreo serían secuenciales y con una duración idéntica. Esto representa un balance entre la duración de la ocasión para generar historiales de detección y mayores oportunidades para intersectar los jaguares en el espacio. La duración del muestreo se puede ajustar de acuerdo a esto.

Muestreo para Ocupación de Jaguares Basado en Señales.

Algunas partes del rango del jaguar tienen características (como sistemas de caminos, hábitats semi-abiertos, o playas en los cursos de agua que quedan expuestas en la época seca) que permiten muestreos eficientes de signos como base para los modelos de ocupación. Presentamos interpretaciones basadas en el trabajo de Karanth et al. (2011a) y Gopaldaswamy (2012a) sobre tigres y sus presas para áreas con estas características.

Área de muestreo: El hábitat probable y potencial ocupado en el área de interés basado en mapeos y modelados previos, excluyendo todas las áreas que se consideran no aptas.

Tamaño de la celda: Un área que en promedio es más grande que el área de acción máxima estimada para un jaguar macho.

Estación: La que presenta una disponibilidad máxima de señales en el área de estudio (el final de la temporada de lluvias puede ser óptimo debido a que el suelo está húmedo y a que los niveles de agua comienzan a bajar).

Asignación de esfuerzo: Debido a que el tamaño de celda puede ser grande, y por ende el muestreo puede ser física y lógicamente intensivo, se va a necesitar un diseño de muestreo que cubra proporciones representativas del área de estudio (30-50% de las celdas como se sugiere en un diseño de ocupación basado en trampas cámara).

En el muestreo de celdas: Buscadores hábiles y experimentados y que dominan los métodos estandarizados realizan transectos en serie conectados de 1 km, empezando de o pasando por un punto de la celda ubicado al azar. El muestreo dentro de la celda es proporcional a la disponibilidad de hábitat, excluyendo áreas de muestreo que no son hábitat para el jaguar. Todas las señales detectadas se registran solo una vez (presente-ausente) a 100 metros de intervalo (jaguares, otros carnívoros, presas potenciales, ganado, humanos) junto con una clasificación del hábitat, en una planilla predeterminada para la colecta de datos. Todas las señales son fotografiadas, registradas y geo-referenciadas.

Análisis de datos y Modelado: Use la adaptación de Hines et al. (2010) del modelo estándar de ocupación (MacKenzie et al. 2002) para ocuparse de la dependencia Markoviana de la detección de las señales animales en réplicas espaciales como está señalado en Karanth et al. (2011a). Los signos pueden agregarse a intervalos de 1-2 km para formar réplicas espaciales en la celda de muestreo. Será lógico agregar niveles más finos para presas pequeñas para reflejar con precisión biológica su nivel de ocupación (ej. 500 m o 200 m). Los segmentos de senderos separados debido a limitaciones del hábitat se pueden combinar secuencialmente (Karanth et al. 2011a). El parámetro de ocupación específico a una celda debe estimarse por la proporción de hábitat potencial para los jaguares en cada celda. Las “covariables sobre densidad de presas” para cada celda pueden ser las proporciones de réplicas de 1 km que contienen signos de cada especie presa (Karanth et al. 2011a), aunque se puede considerar una evaluación más detallada con segmentos

más cortos. Karanth et al. (2011a) usó datos de ganado como un parámetro de las perturbaciones humanas. La misma interpretación amerita una exploración a los hábitats del jaguar. Debido a que las densidades del jaguar son altas en algunas áreas con mucho ganado, se debería agregar algunas covariables de sensores remotos (tales como distancias a asentamientos humanos, presencia de cuerpos de agua, distancia a fuentes de agua, tipo de hábitat, topografía).

Los estudios de ocupación basados en señales de Sunarto et al. (2012) con tigres de Sumatra son un útil ejemplo que se puede aplicar a jaguares. El personal de campo registró las observaciones de tigres y variables de hábitat en segmentos de 100 m a lo largo de 40 transectos de 1 km en cada una de las 47 celdas de 17 x 17 km (Sunarto et al. 2012). Este diseño anidado (Karanth et al. 2011a, Sunarto et al. 2012) permite hacer estimaciones de la probabilidad de ocupación de grandes felinos a nivel de paisajes macro (ej. celdas de paisaje grandes de 17 x 17 km = 289 km² en el área de estudio de Sunarto et al. (2012) para tigres en Sumatra, y 188 km² en el estudio de tigres de Karanth et al. (2011a) en un hábitat rico en presas en la India) y también la probabilidad de uso de hábitat en un nivel más fino basado en datos registrados en segmentos de 100 m a lo largo de transectos de 1 km.

La ventaja de segmentos limpios de 100 m es una estimación aproximada de la distribución y abundancia de presas en la escala del área de acción del jaguar. Los puntos de partida de los transectos deben seleccionarse aleatoriamente en las celdas de muestreo, luego los investigadores deben seguir las características del paisaje que tengan signos de jaguares (huellas, heces, rascaduras). Para detalles sobre los signos de jaguares, ver Polisar et al. (2014). En cada transecto de 1 km, las variables de hábitat y las ubicaciones con GPS se registran a intervalos de 100 m. Como ejemplo, Sunarto et al. (2012) registraron la altitud y asignaron categorías para la cobertura vegetal, dosel, sotobosque y pendiente, e incluyeron estimaciones del impacto por riesgo de actividades madereras, invasiones, fuego, asentamientos y cacería al inicio de cada sección de 100 m. Debido a que las últimas cuatro asignaciones de categoría pueden ser subjetivas y con riesgo de sesgo por parte del observador, se deben complementar con datos basados en SIG de la distancia a caminos, a comunidades, a campos de cultivo y a fuentes de agua, todo esto vinculado a los puntos de partida de los segmentos de 100 m, siempre que las ubicaciones de GPS sean registradas con precisión en el campo. El registro de signos de presas en los segmentos de 100 m (Karanth et al. 2011a) permite una evaluación de los recursos del hábitat y de las amenazas.

Conclusión

Determinar la ocupación de los jaguares en las áreas núcleo de la NRU va a ser un desafío que requiere una planificación cuidadosa. Este protocolo de investigación, en combinación con los antecedentes de los modelos de ocupación, debería proporcionar a los investigadores un conjunto de herramientas para planificar un proyecto de este tipo. Considerando el alcance de tal estudio, hacemos hincapié en la gran utilidad de un estudio piloto, tanto en el campo como recopilando datos de estudios previos, para evaluar a fondo y refinar el diseño de muestreo.

Idealmente, una evaluación del estado del jaguar en la NRU con un modelo de ocupación tiene que complementarse con estudios intensivos de abundancia, demografía y genética poblacional. Los muestreos extensivos con trampas cámara que proponemos realizar para conocer la ocupación de los jaguares permitirán la identificación de áreas focales para estudios más intensivos de abundancia de poblaciones de jaguares y/o densidad. Las áreas donde los jaguares son detectados por este esfuerzo a gran escala pueden ser muestreados con perros entrenados para detectar heces, con el fin de hacer análisis genéticos; pueden ser estudiados con muestreos más intensivos de trampas cámara para estimar el tamaño de población de jaguares y los parámetros demográficos usando modelos de captura y recaptura; y pueden ser zonas focales para la captura y seguimiento con telemetría para estudiar el uso del espacio, movimientos y comportamiento social. En estas áreas focales, las evaluaciones de abundancia de presas obtenidas con métodos de ocupación pueden refinarse a métodos más rigurosos tales como muestreo de distancia (Buckland et al. 2008) o estudios de ocupación de grano fino para presas (Gopaldaswamy et al. 2012). El estudio de ocupación detallado proporcionará la base necesaria para orientar futuros estudios de conservación sobre jaguares y sus presas en la NRU.

ABUNDANCIA Y DENSIDAD

Mientras que la presencia y distribución de especies son variables muy importantes, informativas y que pueden estimarse a través de análisis de ocupación (ver [Protocolo de Ocupación](#)), también es importante determinar la abundancia y/o densidad. La abundancia es otra forma de describir el estado de una especie objeto, y cuando se convierte a densidad, se puede extrapolar a áreas mayores de hábitat similar, para tener una mejor idea sobre el estado general de la especie y proporcionar información para el manejo de la misma. Además, el monitoreo de la abundancia en el tiempo nos puede indicar si las poblaciones están aumentando, disminuyendo o permanecen estables dándonos luces sobre qué acciones de manejo tomar para revertir las tendencias poblacionales descendentes.

La estimación de abundancia se refiere al conteo de individuos usando un muestreo apropiado para la especie objeto, a menudo con un método de captura y recaptura. Esto debe contrastarse con un sumario descriptivo como la tasa de captura o la frecuencia de captura (ej. número de capturas por unidad de tiempo) porque aunque algunos estudios han reportado que la tasa de captura se correlaciona con la abundancia (O'Brien 2011), otros no han encontrado tal correlación (Maffei et al. 2011a). Por ello, usar la tasa de captura como un índice de abundancia aún crea controversias (Carbone et al. 2001, Jennelle et al. 2002). Sin embargo, las variables descriptivas como las tasas de trampeo pueden calcularse fácilmente y pueden proporcionar información muy útil sobre los sitios más visitados por los animales o ayudar en las comparaciones de esfuerzo y éxito entre estudios. Aunque las tasas de captura se calibraren independientemente a la abundancia, no deben usarse como sustituto de la abundancia porque no toman en cuenta detecciones imperfectas o la probabilidad de observar una especie (Link and Sauer 1998, Pollock et al. 2002). No darse cuenta de detecciones imperfectas puede sesgar los resultados. Los métodos analíticos que dan cuenta de la detección imperfecta en la estimación de abundancia a través de los análisis de captura y recaptura están bien desarrollados y, más abajo, se describen unos métodos útiles para la estimación de abundancia y densidad de jaguares.

Los análisis de ocupación se refieren a la detección de una especie durante repetidas visitas a un sitio particular, mientras que la captura y recaptura se refiere a la detección de diferentes individuos de la especie objeto durante muestreos repetidos en un lugar. Usamos el término captura y recaptura más que captura-marca-recaptura o marca-recaptura, porque, en nuestro caso, los jaguares ya están marcados individualmente (con las manchas del pelaje) y el método propuesto no necesita de marcar físicamente los animales. Para realizar un estudio de captura y recaptura, tenemos que capturar los individuos y luego recapturarlos con la finalidad de elaborar los historiales de captura para cada individuo de la población. En nuestro caso, las capturas no implican capturar físicamente al animal, sino más bien se pueden capturar y recapturar de manera no invasiva con trampas cámaras o a través de ADN de heces colectadas en el campo

(ver Kelly et al. 2012). Los historiales de captura resultantes se usan para determinar la detectabilidad (y que es lo que está influyendo en la detectabilidad) en la población.

En los modelos tradicionales de captura y recaptura, las detecciones se registran como una matriz de datos de individuo-ocasión (historial de captura) con entradas de “1” cuando el individuo fue detectado y “0” cuando el individuo no fue detectado, durante cada ocasión de muestreo. Los muestreos repetidos son necesarios para tener datos sobre la detectabilidad y en última instancia, dar una idea de cuántos individuos no se observaron (nunca detectados) durante el estudio. En un marco operativo espacial más reciente de captura y recaptura (o espacialmente explícito, ej. Efford 2004, Royle et al. 2014), la ubicación de la captura también se registra, resultando en una serie de datos de individuos-por-trampa-por-ocasión. No se necesita que las detecciones sean binarias, pero en su lugar pueden ser conteos (ej. número de detecciones de un individuo en una trampa dada en una ocasión dada). Esto es particularmente útil en estudios con trampas cámara, donde los datos no están limitados a “detectado o no” (opuesto a, por ejemplo, estudios con trampas de pelos, donde solo se puede determinar si un individuo ha visitado una trampa durante una ocasión o no).

Los factores que se sabe impactan la detectabilidad y por ende las estimaciones de abundancia, y que están comúnmente incluidos en los modelos de captura y recaptura son: tiempo $M(t)$, variaciones relacionadas a detalles específicas del muestreo, tales como buen o mal clima durante el estudio; variación por comportamiento $M(b)$ debido a la respuesta al sistema de trapeo, como animales que reaccionan positiva o negativamente cuando son capturados/fotografiados; variación individual o heterogeneidad $M(h)$, que puede resultar de fuentes no observables, o puede ser causado por diferencias entre machos y hembras o entre animales viejos y jóvenes; y combinaciones entre estos tres factores. Los modelos de captura y recaptura espacialmente explícitos (SECR) permiten modelar los efectos del trampeo sobre la detectabilidad. Para felinos mayores, por ejemplo, las trampas cámara que se instalan en caminos de tierra no muy anchos tienen una tasa de detección mucho más alta que las cámaras que se instalan bosque adentro (Conde et al. 2010, Harmsen et al. 2010, Sollmann et al. 2011).

Al igual que los modelos de ocupación, hay una gran cantidad de modelos de captura y recaptura y los más relevantes para este protocolo son discutidos brevemente en la sección [Tipos de Modelo de Abundancia y Densidad](#). El modelo más simple es el de población cerrada, que es análogo al modelo de ocupación de una sola estación. En este caso, asumimos que la abundancia es constante durante todo el muestreo, de manera que no hay nacimientos ni muertes (población demográficamente cerrada) y no hay emigración ni emigración (población geográficamente cerrada). La detectabilidad puede variar de acuerdo a los factores detallados antes. El modelo de población cerrada puede extenderse a uno de población abierta o modelo de “diseño robusto”, análogo al modelo de ocupación multi-estación. Esto nos permite determinar que es lo que provoca los cambios en la abundancia poblacional (ej. supervivencia y reclutamiento) a partir de datos colectados durante un buen lapso, como varios años.

El siguiente protocolo se enfoca en el diseño de muestreos para poblaciones cerradas para la estimación de la abundancia de jaguares en áreas núcleo de la NRU. Sugerimos dos formas de realizar esto, con modelos de captura y recaptura con datos de trampas cámara y a través de muestreos de captura y recaptura genética. Damos sugerencias sobre aspectos de los modelos de captura y recaptura (mencionado en adelante como CR) con sugerencias específicas sobre CR de jaguares en la NRU. También sugerimos extender el protocolo para poblaciones cerradas a hacer estudios con modelos de poblaciones abiertas y diseños robustos usando datos de trampas cámara. Finalmente, sugerimos métodos analíticos para abordar la abundancia de presas de jaguares y la abundancia de predadores simpátricos, que puede determinarse con datos de especies no-objeto tomados por las trampas cámara.

Consideraciones Prácticas

Definición de ocasión—Al igual que con la estimación de ocupación, determinar la probabilidad de detección (en este caso para jaguares individuales) precisa de muestreos repetidos del área de estudio. Los muestreos pueden llevarse a cabo usando trampas cámaras para capturar en imágenes a los jaguares, que tienen marcas naturales en el pelaje y que permite identificarlos individualmente por el patrón de rosetas (Silver et al. 2004). Tradicionalmente, los muestreos repetidos se logran estudiando el área de muestreo en varias ocasiones. Las trampas cámara operan continuamente durante el tiempo designado. Si bien es razonable considerar un periodo de 24 horas como una ocasión de muestreo, esto a menudo resulta en una gran cantidad de ceros en la base de datos porque las cámaras pasan varios días y a veces semanas sin fotografiar un jaguar, lo que puede llevar a problemas de cómputo causados por que la probabilidad de detección está cerca de cero. Por esto, muchos investigadores “unen” datos en periodos de 3, 5 o 7 días (a veces hasta 14 días; Noss et al. 2013). Sin embargo, si las ocasiones son muy largas, la pérdida de información importante para determinar la detectabilidad puede ocurrir porque un animal capturado en tres días consecutivos será contado como una sola captura en bases de datos que reúnen 3 días como ocasiones de muestreo (Polisar et al. 2014). Tiene que haber un balance entre los problemas de cómputo causados por la abundancia de ceros en los datos y la pérdida de información en la detectabilidad individual cuando se colapsan datos en ocasiones de muchos días. Siete días (una semana) puede ser un lapso apropiado para reunir datos para una estimación de abundancia en la NRU, pero este lapso puede decidirse luego de un análisis exploratorio realizado con los datos ya obtenidos para determinar una duración apropiada de la ocasión. Para estudios genéticos de captura y recaptura, los muestreos pueden llevarse a cabo realizando una búsqueda en el área de estudio y “capturando” los animales colectando sus heces y determinando tanto la especie como el individuo con un análisis de ADN (ej. escatología molecular ; Kohn et al. 1995). Hay dos metodologías para determinar las ocasiones. Los investigadores pueden buscar en todo el área de muestreo por un determinado número de kilómetros en un determinado número de días (considerado como un encuentro/ocasión de captura), y luego repetir la investigación (ej. réplicas temporales) de todo el área de muestreo por 4 o 5 veces para crear 4 o 5 ocasiones de muestreo (Wultsch 2013). Alternativamente, los investigadores pueden buscar

una zona de estudio una sola vez, pero usar réplicas espaciales – usualmente senderos distintos o grillas predeterminadas. Estas réplicas espaciales pueden usarse como ocasiones de encuentro repetidas. Mientras que esto puede ser más eficiente y rápido, se opone al análisis de los modelos de tiempo $M(t)$, mientras las réplicas espaciales no pueden ser muestreadas al mismo tiempo (o sea, no hay réplicas espaciales). Adicionalmente, el diseño de réplica espacial puede no resultar en un número de capturas y recaptura suficientemente grande como para estimar la abundancia en un área como la NRU, que tiene una baja densidad de jaguares.

En teoría, los modelos espaciales de captura y recaptura no precisan de repeticiones temporales para estimar la probabilidad de detección, debido a que hacen uso de la información espacial en los datos (Borchers and Efford 2008). En realidad, es poco probable que se colecten suficientes datos en un solo muestreo como para obtener una estimación de densidad confiable. Pero aún cuando un área es muestreada durante varias semanas o meses, no es necesario subdividir el muestreo en ocasiones discretas (ej. Borchers et al. 2014), a menos que la variación temporal de la detectabilidad sea modelada. En el caso especial de las trampas cámara, la suma de los registros de cada individuo en cada cámara puede usarse como datos para los cómputos. Esto tiene la gran ventaja, especialmente para especies raras, que no se pierde información cuando se condensan datos en un formato 0/1. Borchers et al. (2014) comprobó que usando todos los registros se obtiene una estimación de parámetros más precisos y menos sesgados. Es importante notar que, sin embargo, se asume que los registros son independientes. Como resultado, se debe establecer un límite para lo que se considera registros independientes del mismo individuo en la misma trampa cámara (ej. al menos una hora entre registros subsecuentes, o un día). Mientras que Polisar et al. (2014) citan un límite de 0.5 horas que O'Brien (2003) también siguió en Kinnaird y O'Brien (2012) para considerar que fotografías consecutivas del mismo individuo sean independientes para los índices de abundancia relativa. Aún no se ha establecido un rango apropiado de límites para jaguares en el contexto de datos para captura y recaptura espacial.

Definición de unidades de muestreo—Cuando se estima la abundancia, los individuos detectados son las unidades de muestreo, en contraste a la ocupación, donde los sitios muestreados son las unidades de muestreo. Para estudios de abundancia, el número de veces que los jaguares son recapturados determina si el tamaño de muestra es grande o pequeño. No existe un número de unidades de muestreo (jaguares) necesario para un muestreo, pero una muestra de 30 o más individuos producirá estimaciones más precisas (Tobler y Powell 2013). Desafortunadamente, los jaguares tienen densidades tan bajas, que la mayor parte de los estudios de jaguares con trampas cámara no alcanzan los 30 individuos a pesar de que se trate de esfuerzos muy grandes. En Sonora, 1.560 trampas noche de esfuerzo en un área relativamente pequeña registró 4 jaguares (Rosas-Rosas y Bender 2012), y un estudio con 7.718 trampas noche en un área de tamaño variable en otra zona registró 10 jaguares (Gutiérrez-González et al. 2012). Moreno et al. (2013) reportaron 11 jaguares en un esfuerzo de 8.408 trampas noche en un área cuyas dimensiones fueron estimadas en 408 km², con muestras colectadas durante 2,5 años. En Chamela-Cuixmala en Jalisco, un muestreo de 725 trampas noche fotografió 8 jaguares (Núñez-

Pérez 2011). Debido a que los jaguares usan grandes áreas, la grilla de estaciones de trampas cámara necesita ser grande para muestrear una proporción sustancial de la población, y para que los modelos analíticos funcionen bien. En general, sugerimos cubrir áreas grandes que incrementen el potencial para capturar más individuos (Maffei y Noss 2008, Maffei et al. 2011a, b, Noss et al. 2013, Tobler y Powell 2013).

Tamaño de muestra, tamaño del área de estudio, distancia entre cámaras y cantidad de esfuerzo – En los análisis de ocupación, el tamaño de muestra tiene dos componentes que son el número de lugares muestreados y el número de estudios repetidos en cada sitio, ambos pueden ser definidos o controlados por el investigador. Para la estimación de abundancias, sin embargo, solo podemos controlar el número de detectores (ej. trampas cámara) y para estudios repetidos, se debe estimar (o hacer un estudio piloto) que área se necesita muestrear a fin de capturar suficientes individuos distintos, y recapturas de esos individuos, para obtener estimaciones de abundancia precisas y exactas. El área cubierta por las trampas cámaras se determina por una combinación de cuantas trampas se usan y cuán distanciadas se ponen esas trampas en la zona. Los modelos tradicionales de CR precisan que la distancia entre trampas debe ser tal que los individuos con las áreas de acción más pequeñas (usualmente hembras) no queden fuera del área de las cámaras. Por ejemplo, el distanciamiento entre cámaras en Belice suele ser de 3 km basado en el área de acción más pequeña observada para una hembra radiostreada, que fue de 10 km² (Rabinowitz y Nottingham 1986). Esto asegura que cada 9 km² tendrá una trampa cámara y por lo tanto ningún jaguar quedará afuera debido a huecos en la grilla de trampas. Esto asegura que cada animal tiene la probabilidad de ser fotografiado, un supuesto necesario de los modelos de CR (Otis 1978). Con los modelos espaciales de CR, esto ya no es necesario. Debido a que se precisa que los individuos sean recapturados varias veces, es recomendable que las trampas cámaras tengan distancias menores a los movimientos de los animales. Pero los “huecos” en la grilla de trampas que son suficientemente grandes como para contener todo el área de acción de un animal no constituye una violación al supuesto para los modelos espaciales CR. Esto permite mucha más flexibilidad en los diseños espaciales de los estudios. Por ejemplo, para muestreos de grandes áreas, es posible distribuir varios grupos de trampas cámara en un paisaje, donde no hay mucha distancia entre las cámaras de cada grupo, cosa que permite que un individuo sea recapturado en varias cámaras, mientras que la distancia mayor que existe entre los grupos de trampas cámaras permite la exposición a más individuos con el muestreo (Efford y Fewster 2013, Sun et al. 2014). Se debe tener mucho cuidado al diseñar un estudio especial y sugerimos llevar a cabo estudios simulando varios escenarios de muestreo para determinar que diseño es adecuado para el área de estudio (Sollmann et al. 2012b, Efford y Fewster 2013, Tobler y Powell 2013, Sun et al. 2014).

En cuanto a la superficie cubierta por el muestreo, mientras más área se cubra, más individuos serán capturados, aumentando el tamaño de muestra. Las recomendaciones originales eran cubrir un área usando al menos 20 estaciones de trampas cámara que abarcaban 3 o 4 veces un área de acción promedio (Maffei y Noss 2008). Estas recomendaciones han evolucionado en un estudio

reciente de Tobler y Powell (2013) que muestran que 20 estaciones serían insuficientes y que tanto el área de muestreo como el número de cámaras tiene que aumentar para mejorar la exactitud y precisión de las estimaciones de densidad (ver [Distancia entre trampas, Número de cámaras y alcance espacial](#)).

La duración de un estudio debe ser tal que cumpla con el supuesto de población cerrada mientras se obtienen suficientes capturas y recapturas que permitan correr los modelos (espaciales) de CR. Para cumplir con el supuesto de población cerrada demográficamente, puede realizarse manteniendo una duración corta del estudio (en el orden de 2 o 3 meses) relativo al período a la longevidad de la especie en estudio.

Para estudios genéticos de captura y recaptura, el tamaño de muestra se basa en el número de individuos capturados y recapturados, no simplemente en el número de heces colectadas. Una complicación adicional es que no se obtiene ADN de calidad de todas las muestras; alguna información se pierde, al igual que con las trampas cámaras, se pierde información debido a fotos borrosas e inidentificables. Por esto, sugerimos realizar una búsqueda intensiva de heces en la misma área donde se instalan las trampas cámara para potencialmente encontrar más individuos. Es posible que se requiera de una réplica temporal (ver [Definición de Ocasión](#)) para obtener suficientes muestras de heces (específicamente recapturas) para hacer un estudio de capturas y recapturas con genética. La réplica temporal se hace fácilmente con la misma inversión de tiempo con que se instalan las trampas cámaras (3 meses), cumpliendo con el supuesto de población cerrada.

Protocolo de Muestreo para el Monitoreo de la Abundancia y Densidad de Jaguares

Este protocolo de muestreo tiene el fin de evaluar la abundancia y densidad de jaguares en las áreas núcleo de la NRU durante los próximos 15 años. Las crías de jaguar permanecen con sus madres durante 1,5 o 2 años (Seymour 1989). Las hembras de jaguar alcanzan la madurez sexual a los 2-3 años (Seymour 1989). Pocos jaguares han vivido más de 12 o 13 años (U.S. Fish and Wildlife Service 2012). La etapa reproductiva de las hembras se extiende durante unos 5 años, y debido a que una generación dura 5 años, este periodo constituye un intervalo razonable para estimar numéricamente las tendencias poblacionales (incrementando, disminuyendo, estable). En 15 años se incluyen 3 generaciones, y por eso, eso es un buen punto de referencia para evaluar el progreso de los esfuerzos de recuperación.

Nos enfocamos en los modelos de captura y recaptura de poblaciones cerradas para una sola temporada, pero también damos sugerencias sobre ampliar los muestreos a varias estaciones a fin de detectar cambios en la abundancia poblacional en el tiempo. Nuestras recomendaciones están basadas en la ecología de los jaguares, la experiencia de los investigadores de jaguares y en las limitaciones logísticas de la NRU, y nuestra experiencia con métodos analíticos para la estimación de la abundancia y la densidad con datos de capturas y recapturas de trampas cámaras

o genéticos. El siguiente diseño de muestreo abarca estos temas y puede refinarse basado en los datos de estudios pilotos de áreas clave.

Técnicas de Campo para la Estimación de Abundancia y Densidad

Existe una buena cantidad de estudios que usaron trampas cámara combinadas con modelos (espaciales) de CR para estimar la abundancia y densidad de felinos mayores, comenzando con tigres a mediados de los 90s (Karanth 1995, Karanth y Nichols 1998). Los primeros estudios que usaron trampas cámara para estudiar jaguares fueron realizados casi 10 años después (Kelly 2003, Wallace et al. 2003, Silver et al. 2004). Más recientemente, los avances en las técnicas genéticas, especialmente en escatología molecular (ver [Genética Poblacional](#)), han abierto las puertas a la estimación de abundancia a través de combinar la genética con las técnicas de CR para felinos mayores (Mondol et al. 2009, Naidu et al. 2011, Gopalaswamy et al. 2012b, Wultsch 2013). A continuación sugerimos un protocolo para usar trampas cámara y genética para CR con el fin de estimar abundancia y densidad de jaguares.

Eligiendo los Sitios de Muestreo

Para las estimaciones de abundancia, es más eficiente elegir un área donde se conoce que existen poblaciones de jaguares, y muestrear intensivamente esa área con trampas cámara instaladas sistemáticamente o estudios de heces. Mientras que otras áreas con densidades poblacionales bajas pueden ser de interés ecológico, la cantidad de esfuerzo necesario para conseguir un tamaño de muestra suficiente puede llegar a ser prohibitivo. En la NRU, los datos sobre poblaciones reproductivas provienen del área Sahuaripa-Huasabas en el norte de Sonora y en Chamela-Cuixmala en Jalisco (Núñez-Pérez 2006, 2011, Gutiérrez-González et al. 2012, Rosas-Rosas y Bender 2012). Se está colectando información adicional sobre posibles poblaciones intactas en Cabo-Corrientes a lo largo de la costa norte de Jalisco, en la RBSM en Jalisco y Colima, y en la RBMNN (humedales) y Sierra de Vallejo en Nayarit (Núñez y Vazquez 2013; Núñez in prep).

Las poblaciones de jaguares también están siendo monitoreadas en la APFF Álamos-Río Cuchujaqui (Gutiérrez-González et al. 2013).

En un paisaje gigantesco recomendamos que se usen los estudios de ocupación para evaluar matrices grandes, donde los jaguares podrían o no estar presentes, para conocer tendencias de distribución y ocupación. Las probabilidades de ocupación y detección identificarán áreas núcleo donde se concentran las poblaciones de jaguares, así como discernir las covariables ambientales y de manejo asociadas con la distribución de los jaguares. Los estudios enfocados en abundancia, así como las características demográficas y de dispersión, pueden incrementar nuestro conocimiento sobre los factores que influyen en la distribución del jaguar en una matriz mayor, y que son esenciales para la recuperación. Debido al monto de esfuerzo e inversión que precisan los estudios más intensivos, estas áreas focales para los estudios a largo plazo se tienen que elegir cuidadosamente. Si bien la ocupación evalúa donde están los jaguares - un dato esencial

para la recuperación - los estudios más intensivos en zonas focales evalúan las dinámicas que rigen la distribución.

Distancia entre cámaras, Número de cámaras y Alcance espacial

En la Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala, Núñez (2006) registraron áreas de acción para las hembras de 23,8 km² en la temporada seca y de 38 km² en la temporada húmeda. Usando 25 km² como una aproximación al área de acción menor de una hembra de jaguar en la NRU, sugerimos que las estaciones de trampas cámaras sean instaladas cada 4 km. Esto va a asegurar que cada bloque de 16 km² contenga una trampa cámara y por ende que cada individuo tenga la probabilidad de ser fotografiado y la mayor parte de los individuos estén expuestos a varias cámaras. La disposición de las cámaras en el paisaje puede realizarse de dos formas: 1) solapando un una grilla de 4 km x 4 km sobre el área de interés e instalar una estación en cada bloque en la mejor ubicación posible para optimizar la probabilidad de captura (ej. en los caminos que se sabe siguen los jaguares, senderos, cruces, ojos de agua) y 2) instalar las cámaras en intervalos regulares de manera que cada estación esté a 4 km (± 200 m) de al menos otras dos estaciones, excepto para las cámaras ubicadas en los bordes, que pueden estar a 4 km de solo una estación (una técnica usada en Belice; Marcella Kelly, Virginia Polytechnic Institute and State University, comunicación personal).

El trabajo de Tobler y Powell (2013) propone el número de cámaras y el tamaño de la grilla de cámaras necesarias para obtener estimaciones robustas de abundancia y densidad. Revisaron 74 estudios y mostraron que el 90% tenían estimaciones de abundancia y densidad sobreestimadas, mayormente debido a que se cubrieron áreas de estudio muy pequeñas. Esta observación se debe en gran parte a haber utilizado modelos no espaciales de CR, donde la abundancia se convierte en densidad de una forma ad hoc, usando información movimiento de los individuos entre las trampas. Estas “estimaciones de movimientos” se usan para estimar un área efectiva de muestreo, y están limitadas por la superficie cubierta por las trampas y se ven influenciadas por la distancia entre las cámaras (Maffei et al. 2011*a, b*). Los modelos espaciales de CR han solucionado en gran medida este problema integrando la información espacial de las capturas (Noss et al. 2013, Tobler y Powell 2013). Por esto, los modelos espaciales de CR son mucho más robustos que los modelos tradicionales CR (ej. Sollmann et al. 2012*b*). La sobreestimación es un problema serio para la conservación de los jaguares en la NRU y no pretendemos obtener estimaciones vagas y demasiado optimistas para una especie en amenazada. Las simulaciones mostraron que cuando el polígono formado por las trampas cámara alcanzó el tamaño de un área de acción, se incrementaba la precisión aceleradamente y que un distanciamiento entre las cámaras de medio diámetro del área de acción aún daba resultados precisos (Tobler and Powell 2013). Nuestra sugerencia de distancia entre cámaras de 4 km es mayor que el sugerido para el área de acción menor registrada (25 km² en Jalisco) que sería de 2,8 km. Sin embargo, este valor representa un área de acción mínima, y asumimos que las áreas de acción de los machos en la NRU pueden ser tan grandes como 500 km². Por lo tanto, esta distancia es un balance entre esas áreas de acción tan dispares y la necesidad de cubrir un área amplia.

El área de la grilla de trampas cámara depende de la densidad de jaguares. Las áreas con densidades de jaguares altas ($>3 / 100 \text{ km}^2$) pueden necesitar ser solo de la mitad del área de acción de un jaguar, mientras que áreas con densidades bajas de jaguares (<1 por 100 km^2), como en la NRU, necesitarán cubrir más de un área de acción del jaguar para que se obtengan estimaciones precisas y exactas (Tobler and Powell 2013). Sugerimos usar un mínimo de 60 estaciones de trampas cámara, que concuerda con las recomendaciones de Tobler y Powell (2013) de usar 60-100. Esta cantidad será necesaria debido a la baja densidad de jaguares y las grandes áreas de acción de los machos en la NRU. Usando 60 estaciones de trampas cámara a intervalos de 4 km resultará en una grilla de trampas cámara de $\sim 960 \text{ km}^2$, o cerca de dos áreas de acción observadas para los machos. Esta área es también equivalente a cerca de dos hexágonos del [Protocolo de Ocupación](#) y concuerda con las recomendaciones de Tobler y Powell (2013) de cubrir 500-1,000 km^2 .

Muestreo Genético Para Estimar Abundancia y Densidad

Sugerimos realizar un muestreo genético en la misma área de $\sim 960 \text{ km}^2$ cubierta por la grilla de trampas cámara ya que esto permitirá una comparación de la efectividad de dos métodos diferentes y permitirá mejorar las estimaciones de densidad (Gopaldaswamy et al. 2012b) y proporcionará información genética detallada de las áreas focales de la NRU. Adicionalmente, se puede aumentar la eficiencia poniendo al menos uno de los hexágonos del [Protocolo de Ocupación](#) en cada una de las 4 áreas focales y usando los datos de heces colectados tanto en los estudios de ocupación como en los de densidad/abundancia.

Sugerimos realizar réplicas temporales, más que réplicas espaciales a fin de aumentar el tamaño de muestra de las capturas y, especialmente, las recapturas que se necesitan para un análisis de CR. Para flexibilizar la búsqueda, se puede sobreponer una grilla de 4 km x 4 km (una grilla de 16 km^2) a cada área de estudio y buscar de manera oportunista en estas grillas por 8-10 km lineales en caminos, senderos, rutas de animales y otros sitios donde se puede caminar, siguiendo las técnicas descritas en Wultsch (2013). En este tipo de búsqueda oportunista, el investigador debe usar estos caminos que probablemente son usados por carnívoros con el fin de aumentar la detección de heces, ya que es sabido que carnívoros marcan sus caminos y lugares importantes, como cruces de caminos por ejemplo. La búsqueda en una distancia de 8-10 km hace que se estandarice el esfuerzo de muestreo entre grillas, y también permite que exista flexibilidad para elegir los caminos donde se hará la búsqueda en las celdas. La búsqueda de en los 8-10 km en cada celda se debe hacer en caminos. Completar el muestreo en todas las celdas constituye una ocasión de muestreo. El muestreo comenzará nuevamente con una búsqueda en todas las celdas, hasta que se hayan completado 4 o 5 repeticiones. Es importante notar que se pueden muestrear los mismos caminos o senderos, o se pueden cambiar en cada repetición del muestreo con el fin de cubrir más área en cada celda.

Duración del Muestreo

Trampeo con Cámaras— Con especies raras y evasivas, los investigadores generalmente necesitan muestrear áreas grandes para coleccionar suficientes datos, pero en un lapso no muy largo de manera que el parámetro investigado sea significativo biológica y ecológicamente. Los modelos de población cerrada precisan que no haya individuos inmigrando o emigrando de la población y que no haya reclutamiento durante la duración del estudio. Este supuesto se cumple generalmente realizando un estudio relativamente corto. La cantidad de tiempo invertido depende de la biología de la especie objeto y, para los felinos mayores, un estudio de 2 a 3 meses generalmente es adecuado (Henschel y Ray 2003, Silver 2004). Esto por lo general permite suficientes capturas y recapturas para correr un análisis de CR mientras se cumple con el supuesto de población demográficamente cerrada. Una población demográficamente cerrada puede ser evaluada con pruebas para tal fin (Otis 1978, Stanley y Burnham 1999). En la práctica, es difícil distinguir entre una población que no es cerrada y la heterogeneidad en la detección. Los jaguares que no son recapturados pueden haber emigrado, o muerto, o simplemente no han sido recapturados durante el resto del estudio. Los animales nuevos pueden ser inmigrantes, o sus movimientos inicialmente no coincidieron la ubicación de ninguna trampa cámara. A través de simulaciones, Tobler y Powell (2013) encontraron que los muestreos cortos reducen la precisión y los intervalos de confianza; recomiendan un lapso mínimo de 60 días, y hasta muestreos de 90 y 120 días, aclarando que en la mayor parte de los casos los datos obtenidos en estos períodos largos corren el riesgo de violar el supuesto de población cerrada. Cumplir con el supuesto de una población geográficamente cerrada (ej. sin inmigración o emigración) es difícil en un muestreo de 3 meses de duración, debido a que algunos individuos muestreados pueden estar moviéndose constantemente, o pueden tener áreas de acción que se extienden más allá de los bordes del área de muestreo, y por ello emigrar temporalmente de la grilla. Se puede estimar si la población es cerrada con el modelo Pradel (Pradel 1996) que está implementado en el programa MARK. Cada mes de un muestreo extremadamente largo de trampas cámaras es muy caro, por ello, el número mínimo de días requeridos para nivelar las estimaciones de densidad y los coeficientes de variación se vuelve tan importante para la ciencia como para el presupuesto. Por ejemplo, las simulaciones sugieren una duración de 90 días para un muestreo con trampas cámara para jaguares en Guatemala. Sin embargo, los resultados preliminares de este estudio muestran una curva creciente de acumulación de individuos hasta los 70 días y que no tiene cambios significativos luego de los 60 días. Adicionalmente, se observa una declinación en la curva del coeficiente de variación aproximadamente a los 60 días y a partir de ahí se vuelve gradual. Los resultados preliminares de estudios a larga escala de las simulaciones de Tobler y Powell (2013) sugieren que 60 días fueron adecuados para obtener resultados confiables y que con el tiempo extra no se obtuvieron mayores resultados a pesar de que los gastos aumentaron (Rony Garcia, Wildlife Conservation Society, comunicación personal).

A diferencia del [Protocolo de Ocupación](#), donde muestrear un gran número de hexágonos de 500 km² tomará varios meses, instalar las trampas cámara para un muestreo intensivo de abundancia

tomará unas dos semanas y luego el muestreo continuará por tres meses. Esto es razonable considerando que las estaciones de trampas cámara se extienden de manera continua en la grilla a una distancia cercana una de otra.

También sugerimos muestrear durante la estación seca para evitar que las trampas cámaras se malogren debido a la humedad y también por las complicaciones logísticas que implica buscar sitios de muestreo durante la época de lluvias. En Jalisco, la temporada seca es de octubre a mayo, en Sonora de noviembre a junio. Esto sería más apropiado para los modelos de poblaciones cerradas si los jaguares cambian sus patrones de movimiento cuando las estaciones cambian, violando el supuesto de población geográficamente cerrada.

Muestreo genético—El muestreo genético puede ser llevado a cabo en los tres meses que las trampas cámara están instaladas. La cantidad de tiempo que tomará cada muestreo repetido de heces (ej. cada ocasión de encuentro) en todo el área de estudio dependerá de cuántas búsquedas se hagan y de qué tipo. Para incrementar la eficiencia en la búsqueda de heces, recomendamos usar perros entrenados para buscar heces más que gente buscándolas visualmente. En otros estudios, se ha demostrado que los perros entrenados son altamente eficientes encontrando heces de jaguares (Vynne et al. 2011, Wultsch 2013, Wultsch et al. 2014). Sugerimos usar dos perros entrenados para muestrear toda el área de estudio repetidamente en 3 meses. Cada perro podría buscar 2 celdas de las grillas de 16 km² por día. Muestrear las 60 celdas de la grilla podría tomar 15 días por ocasión más unos días de descanso, con aproximadamente 20 días por ocasión. Con este itinerario, sería posible completar 4 (posiblemente 5) repeticiones en 90 días. Se podrían encontrar entre 10 y 12 heces en cada ocasión de 15 días, y hasta 50 heces en las 4-5 repeticiones.

Instalando y Revisando las Cámaras

La principal diferencia entre un diseño de trampas cámaras para un estudio de ocupación versus uno de abundancia es que para la estimación de abundancia se tienen que instalar dos cámaras por estación (ver [Figura 7-8](#)). Las cámaras son instaladas a lados opuestos de donde se espera que pase el animal para que se fotografíen ambos flancos del jaguar para su identificación individual basándose en el patrón de manchas del pelaje. Las cámaras no deben estar exactamente una frente a otra para evitar que la interferencia entre flashes, sin embargo, algunos investigadores prefieren tener cámaras opuestas para documentar comportamientos, como cuando un animal explora una de las cámaras. Esto puede ocasionar que se tomen muchas fotos de un animal, ayudando a la identificación individual. Además, las cámaras deben programarse para tomar varias fotos consecutivas (al menos 3) a fin de mejorar las posibilidades de identificación. El tiempo de espera entre registros distintos debe ser corto (15-30 segundos), debido a que algunos estudios han reportado que algunos jaguares siguen a otros en sus grupos familiares o un macho y una hembra (Marcella Kelly, Virginia Polytechnic Institute and State University, comunicación personal).

La ubicación de las estaciones de trampas cámara se decide basándose en la experiencia de los investigadores de jaguares en el área y a través de mapeo con SIG de las ubicaciones de acuerdo a las distancias requeridas descritas anteriormente. En el campo, sin embargo, las cámaras deben estar siempre ubicadas en lugares que maximicen la posibilidad de capturar un jaguar, usando caminos de tierra, senderos, cañones, crestas de cerros, ojos de agua, bordes de ríos u otros sitios que se sabe que los jaguares usan y que ayudan a que el animal sea fotografiado (Harmsen et al. 2010, Sollmann et al. 2011). Las cámaras ubicadas al azar generalmente tienen una baja detección de jaguares y no se obtienen suficientes datos para los modelos de CR. En la sección [Instalando las Cámaras](#) puede encontrar información más detallada y específica sobre la instalación de las trampas cámara en el campo.

Sugerimos tener una base de datos de las cámaras que incluya información de las condiciones locales en el sitio de estudio tal como: tipo de camino o sendero (ej. ruta de animales contra sendas de gente, o caminos madereros contra caminos de dos vías), el ancho del camino, cobertura boscosa, tipo de hábitat, presencia de agua, tipo de uso del suelo, etc. ([Anexo 6](#)). Estos datos pueden ayudar a acorar las variables encontradas en los muestreos. Apps et al. (2006) usaron datos de 30 variables independientes en un estudio sistemático de ADN con trampas de pelos en un área de 5.496 km² para describir la división del paisaje entre los osos pardos y negros de acuerdo a variables del terreno, vegetación, y cobertura del suelo. Sugerimos revisar las trampas cámara periódicamente para saber si están funcionando correctamente y cambiar las baterías o las memorias en caso que se agoten ([Anexo 7](#)). El lapso entre revisiones dependerá de las condiciones ambientales de la zona y de los aspectos logísticos. En áreas más húmedas, se necesitarán más revisiones, ya que la humedad afecta negativamente el funcionamiento de las cámaras. En algunos estudios en lugares tropicales las cámaras se revisan cada diez días (Marcella Kelly, Virginia Polytechnic Institute and State University, comunicación personal), mientras que en áreas más secas este período puede ser más largo. Sugerimos tomar fotos de una tarjeta con la fecha en que las trampas son instaladas y revisadas con el fin de ayudar en la organización de los datos y además para corregir los datos de la cámara si la fecha y hora se desconfiguraron. Sugerimos usar una planilla de datos para las revisiones con el fin de registrar toda la información relevante (ej. nivel de las baterías, condición de la cámara, número de fotografías) para cada revisión de las trampas cámara. Sunarto et al. (2013) presenta un ejemplo de esta planilla y en el [Anexo 8](#) se puede encontrar otro ejemplo.

Al instalar y revisar las trampas cámara se pueden coleccionar también heces (ver [Búsqueda Oportunista](#) y [Colecta de Heces](#)). Las heces y otros datos que se coleccionan de manera oportunista (ej. huellas, pieles) se deben registrar en la base de datos de observación de jaguares (ver [Colecta y Almacenamiento de Datos](#)). Más adelante, en la sección [Muestreos Usando Perros Entrenados para Detectar Heces](#) hay información específica sobre el uso de perros entrenados para buscar heces.

Registro de Datos

Registros Fotográficos—Al igual que con los análisis de ocupación, todos los registros fotográficos deben ser ingresados a una base de datos, diseñada para tener un solo registro por cada evento fotográfico, incluyendo gente y animales domésticos. Se considera un evento fotográfico como un individuo registrado en periodo de 30 minutos, independientemente de cuántas fotos haya de ese individuo en ese lapso (Davis et al. 2011). A partir de ahí, es relativamente fácil manipular los datos crudos a fin de calcular las tasas de captura y para crear las matrices de detección y no detección para todas las especies, y determinar el historial de captura para los jaguares. Al igual que con la ocupación, la información asociada con cada registro debe incluir, como mínimo: el nombre común y científico de la especie, la identificación individual para los jaguares, si es posible, el sexo y la edad, número de individuos en la foto, número total de fotos para cada evento, hora, fecha, lugar de la estación y/o coordenadas, número de cámara, área de estudio e identificación del muestreo (si es que varios estudios se están llevando a cabo en el sitio).

La principal diferencia entre los estudios con trampas cámara para abundancia y ocupación es que para este último se puede instalar una sola cámara en vez de dos. Esto complica el ingreso de datos a la base, ya que dos cámaras pueden fotografiar el mismo individuo, y este no debe ser considerado como dos eventos fotográficos, sino como un solo evento con dos fotografías. Entonces los investigadores deben examinar simultáneamente los datos de estaciones con cámaras opuestas para determinar si los eventos son los mismos o diferentes. Los datos de fecha y hora en la foto ayudan muchísimo, a menos que la cámara funcione mal, en cuyo caso discernir si se trata de eventos independientes se torna un trabajo muy difícil. Enchufando una laptop a un monitor (o dos) puede facilitar la tarea de separar estos datos observando los registros de las dos cámaras de una misma estación simultáneamente. En Sunarto et al. (2013) se pueden encontrar más detalles sobre el registro de datos de trampas cámara. En el [Anexo 9](#) se presentan ejemplos de historiales de captura de jaguares.

Al igual que con la ocupación, es esencial mantener un archivo de fotografías de manera que sea fácil ubicar un registro, ej. un folder que identifique el sitio de muestreo, el lugar de la trampa cámaras, el número de la trampa y la fecha de muestreo. Debido a que los estudios de abundancia tienen dos cámaras por estación, se vuelve necesario etiquetar cada una de las cámaras individualmente. Además es útil si este identificador incluye el modelo de la cámara, como RX01 (para Reconyx 01), o algún nombre similar fácil de identificar. Esto es especialmente útil cuando se usa más de una marca y/o modelo de trampa cámara. Existe un programa de computadora específico para almacenar los datos de trampas cámara y vincularlos a una planilla con datos de las fotografías; en la sección [Protocolo de Ocupación](#) describimos plataformas tales como Camera Base, DeskTEAM y ExifPro.

Independientemente de la plataforma elegida para manejar y archivar los datos, proporcionamos una hoja de cálculo para las detecciones de jaguares en la [Figura 9](#). Esta hoja de cálculo es

compatible con Jaguar Event-Record Database (<http://jaguardata.info/>) desarrollado por WCS. La interfaz necesaria para facilitar la importación de observaciones de jaguares provenientes de trampas cámara (y otras fuentes de datos) en esta hoja de cálculo se puede desarrollar para incrementar el tiempo y la eficiencia con la que bases de datos grandes de trampas cámara o telemetría se pueden incorporar a la base de datos ya existente. Importar observaciones de jaguares a esta base de datos ayudará a centralizar la información sobre la ocurrencia de jaguares y permitirá a los investigadores conocer los estudios sobre jaguares en toda el área de distribución de la especie.

Colecta y registro de heces—En la sección [Genética de Población](#) se pueden ver detalles sobre como coleccionar y manejar muestras de heces para los análisis genéticos. Además, se necesitará una hoja de datos para registrar fecha, hora, ubicación con GPS de cada muestra y condiciones locales (ej. tipo de camino, clima, condición de las heces). También será necesario registrar todos los caminos recorridos, preferentemente bajar los tracks grabados con el GPS. Estos serán necesarios para calcular después el esfuerzo de muestreo en cada celda, y para asignar una ubicación a las heces a los detectores estacionarios para modelos de captura y recaptura espacialmente explícitos (ver [Tipos de Modelos de Abundancia y Densidad](#)).

Información del Muestreo – Es importante registrar la información relacionada a cada muestreo, tal como la ubicación de las estaciones (en coordenadas), fecha de instalación, fechas de revisión, fecha de retiro y características locales de la zona donde fueron instaladas (ver sugerencias sobre “planilla de instalación de las cámaras” y “planilla de revisión de las cámaras” en [Instalando y Revisando las Cámaras](#)). Si cuando se revisa o retiran las estaciones, una cámara no está funcionando (debido a que esta arruinada, no tiene baterías o la memoria está llena), esto se debe registrar. Se debe llevar siempre cámaras extra al campo para reemplazar inmediatamente las que no están funcionando. Es muy útil tomar fotos de prueba a un cartel con los datos de código de estación, fecha, hora y número de cámara (especialmente cuando la estación tiene dos cámaras). Esto ayuda a monitorear las cámaras por si se estropean y a organizar y etiquetar la gran cantidad de archivos con datos de trampas cámara. Esto también ayuda a estimar el esfuerzo de muestreo, como el número de trampas noche de cada estación en de todas las estaciones del muestreo. Sacar una foto con un cartel con la fecha y la hora ayuda a los investigadores a calcular las fechas correctas de las fotos si es que el marcador de fecha en cada foto se desconfiguró.

Los datos deben ser ingresados a la matriz de datos en una sola línea para cada estación (independiente si la estación tiene una o dos cámaras) y una columna para cada día del muestreo, desde el día que se instaló la primera cámara hasta el día que se retiró al última cámara, con entradas de “0” o “1”, dependiendo si una trampa cámara fue instalada y funcionaba en un día dado (1) o no (0). Estos datos son necesarios para las estimaciones de densidad espacialmente explícitas que requieren información si una estación en particular funcionaba registrando animales. Cuando se usan dos cámaras por estación, ésta se considera funcional aunque solo una cámara esté operando.

Para muestreos genéticos, es importante asegurarse que las heces colectadas sean fácilmente ubicadas en la base de datos. Para más información, ver [Genética Poblacional](#).

Covariables – La detección puede modelarse como una función de covariables, y la mayor parte de las plataformas para el modelado ya incluyen los ítems que comúnmente influyen en la detectabilidad: efectos del tiempo, efectos del comportamiento, heterogeneidad individual y las combinaciones de estos efectos. Otras covariables que mejoran las estimaciones de abundancia y densidad son el sexo del animal (los machos suelen tener mayor detectabilidad que las hembras) y la ubicación de las cámaras o las heces (cámaras sobre caminos usualmente tienen mayores tasas de detección que estaciones bosque adentro) (Sollmann et al. 2011, Wultsch 2013). En los estudios de ocupación las covariables del paisaje pueden extraerse de una base de datos SIG de un muestreo de celdas múltiples (n=133 en nuestro [Protocolo de Ocupación](#)) y suelen predecir la ocupación en celdas no muestreas (ver Sunarto et al. 2012); eso no suele suceder en estudios de abundancia debido a que la escala de los estudios de abundancia es mucho más pequeña y el resultado es una sola estimación de abundancia y densidad para un área. Para estimar abundancia, proponemos muestrear cuatro áreas que nos darán datos sobre cómo la abundancia y densidad cambian en el espacio. La detección también se puede modelar como una función de las covariables específicas a los sitios, tales como variables del hábitat alrededor de cada estación o muestra fecal; pero modelar estos datos será solamente modelado en la grilla, ya sea de las tasas de captura (Davis et al. 2011) o de los análisis de ocupación (Sunarto et al. 2012), lo que equivale a modelar la actividad animal o uso de hábitat en una grilla, más que la verdadera ocupación. En [Instalando y Revisando las Trampas Cámara](#) hay ejemplos de las covariables específicas al sitio para las trampas cámara, o en las publicaciones de Davis et al. (2011) y Sunarto et al. (2012) para evaluar detalles de los microhábitats de las trampas cámara. La evaluación del microhábitat donde se colectan las heces puede seguir el mismo protocolo que el de las trampas cámara, pero tomando en cuenta otras variables sobre la condición de la muestra fecal (ej. sustrato, color de la muestra fecal, cantidad de humedad, presencia de moho), especialmente debido a que estas características influyen en una amplificación exitosa de ADN.

Modelo de abundancia y densidad y formato de los datos – El formato de los archivos de ingreso depende del programa de computadora utilizado para correr el modelo de abundancia o densidad, pero todos los programas requieren una matriz de individuos x ocasión con detección y no detección, y se puede agregar la covariable del sexo dependiendo del programa. Otros archivos de entrada para los programas de computadora incluyen la lista de estaciones de muestreo y sus coordenadas GPS, una matriz de sitios x individuos (lista de ubicaciones donde los individuos fueron capturados), una matriz de sitio x ocasión detallando cuando (y donde) las cámaras estuvieron operativas o los lugares donde se buscaron las heces y un archivo detallando las ubicaciones de los centros hipotéticos de las áreas de acción. En este último, los centros deben distanciarse a intervalos regulares en el paisaje, mientras más cerca mejor, sabiendo que el tiempo de procesamiento de datos por la computadora será mayor mientras más centros de área de acción haya. También se puede incluir covariables específicas al hábitat.

Análisis de Datos

Existen muchas plataformas para los análisis de densidad y abundancia. Hemos dividido éstas en: 1) métodos tradicionales, y 2) métodos SECR. Recomendamos enfáticamente el uso de los métodos SECR, debido a que estos representan una mejora sobre los métodos tradicionales, especialmente para especies como el jaguar que tiene bajas densidades y se mueve grandes distancias.

Los modelos tradicionales incluyen los programas CAPTURE (Otis et al. 1978, Rexstad y Burnham 1991) y MARK (White y Burnham 1999), ambos estiman solamente la abundancia y el usuario debe determinar el área muestreada en un análisis separado para usarlo en la estimación de densidad. Los modelos espacialmente explícitos (SECR) incluyen los programas DENSITY o su equivalente secr en el paquete R (Efford 2004, 2011, Borchers y Efford 2008), y SPACECAP implementado in R (enfoque Bayesiano; Singh et al 2010, Gopalaswamy et al. 2011), el cual incorpora las ubicaciones espaciales de las trampas cámara o heces al proceso de modelado y estima la densidad directamente. Implementar los modelos de densidad a un método Bayesiano también es directo usando programas como WinBUGS (Gilks et al. 1994) o JAGS (Plummer 2003) y ofrece más flexibilidad al construir los modelos o incorporar variables. Vea [Modelos de Captura y Recaptura para estimar Abundancia y Densidad](#) para una discusión sobre los modelos de abundancia y densidad.

Equipos y Costos

Personal- El trabajo de campo debe ser llevado a cabo en grupo de dos personas. Un asistente de campo cuesta unos 750 dólares de salario por mes. Como marco de referencia, en un muestreo de 300 km² de lobos mexicanos y sus presas, tres equipos pasaron tres días en el campo para instalar 30 trampas cámara (Carlos López González, Northern Rockies Conservation Cooperative, comunicación personal). Esto significa la instalación de 3.3 trampas cámara por un equipo-día (o sea un equipo trabajando un día). Para un diseño de muestreo con 60 estaciones, cada estudio de abundancia requeriría de 18 equipos-día por muestreo para instalar las estaciones y podría hacerse en 6 días usando 3 equipos (asumiendo una distancia entre cámaras similar). Los costos estimados aquí no incluyen el tiempo empleado en determinar la ubicación de los sitios de muestreo, obteniendo los permisos de los propietarios para trabajar en sus tierras (si fuera necesario), el tiempo empleado en programar las cámaras, alojamiento del personal, compra o alquiler de vehículo y su mantenimiento. También habrá una cantidad sustancial de tiempo invertido en ingresar los datos y analizarlos, lo que incluye la identificación de las especies y los individuos en las fotografías, transferir los registros de las fotos a la base de datos, y correr los modelos.

Personal para la colecta de heces – Se necesitan dos perros y dos ayudantes. Los investigadores tienen la opción de contratar perros entrenados para detectar heces o de entrenar sus propios perros. El equipo de búsqueda cuesta unos 400 dólares por día, que incluye el perro, el

entrenador y un orientador, lo que suma unos 8.000 dólares mensuales. Alternativamente, el Proyecto de Investigación y Monitoreo de Jaguares de la Universidad de Arizona adquirió un perro y lo entrenó usando los métodos de la Patrulla Fronteriza de EEUU (Melanie Culver, University of Arizona, comunicación personal). El alquiler es de 13 dólares por hora y el equipo puede trabajar 6 horas diarias y 30 horas a la semana, costando un total de 1.500 dólares mensuales más beneficios.

Equipo de colecta de heces – Los requerimientos en equipo de campo son mínimos para los perros entrenados y consisten en un GPS manual para cada orientador y un GPS pequeño que va en la mochila de cada perro para documentar la ruta de búsqueda seguida cada día. La unidad de GPS cuesta de 200 a 500 dólares dependiendo de la marca y la calidad. Generalmente los GPS de mano tienen la capacidad de almacenar 8-12 horas de datos guardando un registro cada 20-30 segundos y se pueden bajar los datos a programas de computadora afines para ser importados a programas SIG. Además, los equipos necesitan bolsas Ziplock® para la colecta de heces en el campo y tubos de centrifuga para transportar las heces colectadas apropiadamente conservadas (ej. etanol al 95% o un agente tampón) para el laboratorio. El contratista del perro entrenado debe proveer los materiales y servicios requeridos para ejecutar las tareas que incluye entre otros: cuidado veterinario, comida, agua, recompensas, GPS y baterías. Puede haber costos asociados a conseguir los permisos de los propietarios para realizar los trabajos con perros en las áreas de interés.

Trampas cámara – Dependiendo del modelo, una trampa cámara cuesta entre 250 y 500 dólares (incluyendo tarjetas de memoria, cables y seguros). Para cada estudio de abundancia, se necesitará aproximadamente 150 cámaras, lo que incluye dos cámaras en cada una de las 60 estaciones (120 cámaras) más 30 cámaras extra para reemplazar las que se arruinen, sean vandalizadas o robadas. Si se realiza más de un muestreo de abundancia, sugerimos llevarlos a cabo secuencialmente. Por ejemplo, si hubiera dos sitios en Sonora, una vez que se concluya el estudio de abundancia en Sahuaripa-Huasabas, las cámaras se pueden trasladar inmediatamente a Alamos, para un total de 6 meses de muestreo (3 meses en cada sitio). El mismo cronograma puede seguirse simultáneamente en el Área Núcleo Jalisco trasladando secuencialmente las cámaras entre los dos sitios. De esta forma, se necesitarán 150 cámaras para cada área (norte y sur) haciendo un total de 300 trampas cámara para las 4 áreas muestreadas. Dependiendo del modelo de la cámara, esto puede costar entre 37.500 y 75.000 \$US.

En la sección [Protocolo de Ocupación](#) se puede encontrar una descripción de varios tipos de trampas cámara. Sin embargo, debido a que la estimación de abundancia precisa de la identificación individual, las cámaras con alta resolución son esenciales para obtener imágenes claras del patrón de manchas precisadas para la identificación. Esto es diferente de ocupación, que solo requiere de la identificación de la especie. El flash de luz también será necesario para obtener imágenes claras de noche, pero esta característica tiene que balancearse con aumentar el riesgo potencial de robo debido a que el flash llama la atención. Se pueden usar esencias y perfumes para que los felinos se detengan frente a las trampas cámara e incrementar la

posibilidad de tomar fotos de buena calidad y que no sean borrosas. También sugerimos programar las cámaras para tomar fotos múltiples en cada evento, ya que con varias imágenes consecutivas se mejora la identificación individual (ver [Instalando y Revisando las Cámaras](#)).

Costos de los Estudios Genéticos – Si asumimos que en una sesión de 15 días con los perros entrenados se colectan 10-12 heces, y esas sesiones se repiten 4 (posiblemente 5) veces, se pueden colectar un total de 40-50 heces de jaguar. Estas muestras necesitarán ser analizadas genéticamente para confirmar la especie, el sexo y luego la identificación individual. El costo de todos estos análisis es de 100 \$US por muestra, lo que incluye mano de obra, materiales, equipo y análisis de los datos. Para 50 muestras colectadas en 90 días de muestreo, el costo asciende a 5.000 \$US. Además, si se dispone de presupuesto, se puede analizar la dieta en base a los huesos y cartílagos encontrados en las heces. El estudio de dieta incluye la descalcificación del hueso antes de la extracción de ADN, lo cual es un trabajo intensivo, pero solo se necesita la identificación de la especie, y el costo es de 40 \$US por muestra de hueso, o un total de 2.000 \$US si todas las heces fueron identificadas como de jaguar. Existe la posibilidad de que el análisis no funcione para algunas muestras o que no sean de jaguar, entonces el costo probablemente baje a unos 1.000 \$US para las muestras de los 90 días. Esto incluye una muestra de hueso por cada muestra fecal.

Otros – La inversión inicial que representan las memorias de 16 GB se balancean con el hecho que no se van a perder datos y potencialmente habrá menos trabajo al revisar las cámaras con menor frecuencia. En zonas en que las cámaras corren riesgo de ser robadas, se pueden usar cajas de metal a prueba de robos que se aseguran a un árbol o poste. En áreas donde no hay árboles, será necesario plantar postes para asegurar las trampas cámara. Los costos de las baterías de las cámaras pueden ser elevados; muchas cámaras requieren baterías de litio que son caras. Sin embargo, este tipo de baterías puede durar todo un estudio o aún más. Otro equipo incluye GPS, herramientas para limpiar la zona de vegetación, y equipo de campo como mochilas, portapapeles, mapas, brújulas, etc. Un estudio a gran escala como este va a tener una serie de gastos extras que necesitan ser presupuestados.

Desafíos Logísticos

Implementar cualquier estudio ambicioso de trampas cámara que se solapa con tierras privadas requiere contactar a los propietarios, y posiblemente un arreglo para una paga modesta al final del estudio si las cámaras no fueron robadas o vandalizadas. Este método fue probado en Guatemala y Nicaragua con buenos resultados. Este contacto inicial también es útil para tener un conocimiento del área e identificar a posibles ayudantes de campo. Idealmente, este tipo de acuerdos para solicitar permisos de acceso al área se hace antes de la instalación de las trampas cámara de manera que éstas se puedan colocar rápida y eficientemente. La inversión de tiempo para esta actividad debe planificarse en el cronograma del muestreo (ver más detalles en [Protocolo de Ocupación](#)).

Modelos de Captura y Recaptura para la Estimación de Abundancia y Densidad

Tipo de Modelos de Abundancia y Densidad

Las trampas cámara fueron usadas por primera vez con los modelos de captura y recaptura para estimar la abundancia y densidad de tigres (Karanth 1995, Karanth y Nichols 1998) y luego utilizadas con jaguares (Kelly 2003, Wallace et al. 2003, Silver et al. 2004). Estos estudios usaron el modelo más simple de abundancia, el modelo de población cerrada, que es equivalente al modelo de ocupación de una sola temporada. Siguiendo análisis similares, los modelos de CR para estudios genéticos se han usado recientemente (Vynne et al. 2011, Wultsch 2013). Los modelos de población cerrada se pueden extender a modelos multi-estaciones para una población abierta siguiendo un método con “diseño robusto” de captura y recaptura (Pollock 1982). Adicionalmente, Royle y Nichols (2003) vincularon la heterogeneidad de la abundancia con la heterogeneidad en la detección para estimar la abundancia local en especies que no tienen marcas naturales. Recientemente, Rich et al. (2014) usaron modelos de marca-recaptura para estimar la abundancia de especies objeto cuando solo una parte de la población puede identificarse por marcas naturales. Hay muchos otros tipos de modelos de CR acompañados de una gran cantidad de literatura, pero consideramos solo los descritos y discutimos en mayor detalle más adelante los que son más útiles para monitorear jaguares, predadores simpátricos y presas en la NRU.

Modelos para Poblaciones Cerradas—Anteriormente hemos descrito los modelos básicos de captura y recaptura para estimar abundancia, lo que permite la detección en base a variables de tiempo, comportamiento, heterogeneidad o combinaciones de estos factores (White et al. 1982). Sin embargo, comparar las abundancias de un área o un período con otro no es posible cuando los sitios han sido muestreados con un número diferente de trampas cámara y usando diferentes tamaños de grillas. A esta escala es necesario estimar la densidad más que la abundancia, usualmente descrita como número de jaguares por 100 km².

La metodología tradicional de estimar la densidad usando los modelos de captura y recaptura implementados en los programas CAPTURE o MARK y luego dividiendo la abundancia resultante por el área efectiva de muestreo. El programa CAPTURE no es muy flexible, pero realiza pruebas con variables de tiempo, comportamiento, heterogeneidad, efectos combinados y violación al supuesto de población cerrada, usando una función discriminante para priorizar modelos. El programa MARK usa la probabilidad máxima (incorpora la heterogeneidad como un modelo mixto) y el criterio Akaike de información (AIC) para priorizar los modelos mencionados (Burnham y Anderson 2002). MARK es más flexible y permite usar covariables para los individuos, tales como sexo, grupos de edades y otros factores.

Aunque los modelos de CR proporcionan un medio estadístico para la estimación de abundancia, el cálculo del área de muestreo es problemático. Tradicionalmente, los investigadores calcularon la mitad de la distancia máxima viajada ($\frac{1}{2}$ MMDM) entre las ubicaciones de las cámaras para

todos los individuos recapturados por lo menos una vez (Wilson y Anderson 1985, Karanth y Nichols 1998), una estimación del radio del área de acción y aplicar esta distancia como un borde alrededor de la grilla de trampa cámara. Wultsch (2013) usó esta técnica para un muestreo de heces. Desafortunadamente esta distancia está altamente influenciada por el espacio entre las trampas y el tamaño de la grilla (Dillon y Kelly 2007, Maffei y Noss 2008). En estudios realizados simultáneamente con telemetría y trampas cámara, se encontró que $\frac{1}{2}$ MMDM es una estimación pobre del radio del área de acción (Soisalo y Cavalcanti 2006 - jaguares, Dillon y Kelly 2008 - ocelotes, Sharma et al. 2010 - tigres). Se ha demostrado que estos métodos tradicionales tienden a sobreestimar la densidad de jaguares (Tobler y Powell 2013).

El método SECR, por otra parte, hace uso de la información espacial de las capturas individuales para modelar los movimientos individuales y reporta la exposición de cada individuo a la grilla de trampas, abordando la mayor fuente de variación individual en la probabilidad de detección. La ubicación espacial de las capturas es usada para estimar los centros de actividad (ej. centros del área de acción) y el número de esos centros que es considerado como el número de individuos en el área de estudio. Los modelos SECR consideran la grilla de trampas como parte de un área mayor, solucionando así el problema de estimar el área efectiva de muestreo (Efford 2004, Royle y Young 2008). Los modelos SECR tienen supuestos adicionales sobre los modelos CR para poblaciones cerradas: 1) las áreas de acción son estables durante el muestreo, 2) los centros de actividad están distribuidos aleatoriamente (proceso Poisson), 3) las áreas de acción son más o menos circulares, y 4) la tasa de captura disminuye cuando aumenta la distancia al centro de actividad de acuerdo a una función de detección predefinida, tal como las funciones de riesgo y “half normal”. Los métodos SECR tienen un marco flexible donde se puede incluir las covariables individuales y las específicas a las estaciones de trampas (Gardner et al. 2010*b*, Kéry et al. 2010). El método SECR se puede implementar usando tanto estimaciones de probabilidad máxima en el Programa DENSITY (Efford 2004) o su equivalente en el paquete R (Efford 2011), o en un marco operativo Bayesiano (Royle y Gardner 2011) en el Programa WinBUGS (Gilks et al. 1994) o JAGS (Plummer 2003), o en el paquete SPACECAP de R (Gopalaswamy et al. 2012*c*).

Debido a estas limitaciones asociadas al uso de técnicas de estimación tradicional de densidad, en este protocolo recomendamos el uso de métodos SECR para estimar la densidad de jaguares. Sin embargo, los datos generados en este estudio pueden analizarse tanto con los métodos tradicionales como con los métodos SECR, permitiendo comparar las estimaciones de estudios anteriores que solo usaron los métodos tradicionales. Como planeamos cubrir grandes áreas, si usamos solo los métodos tradicionales, nuestros resultados pueden no ser comparables a estudios que han usado esos métodos, pero que fueron realizados en áreas de estudio más pequeñas. Esperamos que nuestro elevado número de cámaras y la gran superficie que planeamos cubrir se traduzca en estimaciones de densidad de jaguares precisas y no sesgadas.

Tanto los métodos tradicionales como los SECR pueden usarse con datos de trampas cámara y genéticos. Sin embargo, los métodos SECR fueron diseñados originalmente para muestreos

donde los detectores son estáticos (ej. trampas cámara), mientras que para estudios genéticos, no hay detectores estáticos ya que las heces se colectan en cualquier parte que sean encontradas en el área de estudio. Esta limitación se puede solucionar solapando una grilla sobre el área de estudio, tal como una grilla de 2 km x 2 km, y asignando la muestra fecal colectada al centro de esa grilla – y ese es el detector estático (Russell et al. 2012, Wultsch 2013). Para animales tal como el jaguar, con áreas de acción muy grandes, este método es adecuado para correr modelos SECR con datos genéticos, siempre y cuando el tamaño de las celdas de la grilla sea menor que los movimientos individuales. Recientemente, Royle et al. (2011) desarrollaron un modelo SECR para datos de búsqueda-encuentro.

Diseño robusto, modelos para poblaciones abiertas – Estos modelos son una extensión de los modelos para poblaciones cerradas, y son equivalentes a los modelos multi estaciones en el [Protocolo de Ocupación](#). Estos usan el historial de captura de cada individuo registrado durante varios años, siguiendo el “diseño robusto” de SECR (Pollock 1982, Pollock et al. 1990, Kendall y Nichols 1995, Kendall et al. 1997), que puede implementarse en el Programa MARK. Para un marco operativo SECR, los modelos para poblaciones abiertas puede ser formulados en el lenguaje WinBUGS (Gardner et al. 2010a). En la sección [Midiendo las Tendencias de Abundancia y Densidad](#), discutimos estos modelos.

Modelos de marca y recaptura – Una limitación de las técnicas fotográficas de CR es que la especie debe ser individualmente identificada usando las marcas naturales, restringiendo el muestreo a especies que poseen un patrón de manchas. Los modelos de marca-recaptura (Arnason et al. 1991, White y Shenk 2001, McClintock et al. 2009), por otra parte, proporcionan una alternativa viable para los métodos CR y SECR cuando solo una parte de la población fotografiada se puede identificar individualmente, usualmente por marcas sutiles, tales como cicatrices, muescas en las orejas, torceduras en la cola y patrones de color en las patas (o huevos de moscardones en Belice; Kelly et al. 2008). Las técnicas fotográficas de marca y recaptura estiman la abundancia incorporando fotografías de individuos marcados (individuos que se pueden diferenciar), no marcados (individuos que solo se pueden identificar a nivel de especie) y marcados pero no identificables (McClintock et al. 2009, McClintock 2012 - <http://www.phidot.org/software/mark/docs/book>). La última clasificación se da cuando el investigador determina que una foto es de un animal marcado pero no puede ser positivamente identificado a nivel de individuo, usualmente debido a que es una foto cortada o borrosa. Las técnicas de marca-recaptura asumen que los individuos marcados son representativos de toda la población en términos de detectabilidad (McClintock et al. 2009, McClintock 2012). Este es por lo general un supuesto razonable para animales que tienen marcas naturales. Para convertir las estimaciones de abundancia de modelos de marca-recaptura en estimaciones de densidad se sigue la misma estimación de densidad con métodos tradicionales (y tiene las mismas desventajas) de densidad usando las técnicas MMDM de los modelos CR. Pero recientemente se desarrollaron modelos espaciales de marca-recaptura (SMR), similares a los modelos SECR (Chandler y Royle 2013, Sollmann et al. 2013a, b) para afrontar estas limitaciones y han sido usados con éxito para

la estimación de densidad de pumas (Rich et al. 2014). Sugerimos usar estos modelos SMR con datos de puma que serán obtenidos con las trampas cámara, a fin de tener una mejor idea cómo los jaguares y pumas (competidores por recursos alimenticios) co-varían en el área de estudio.

Modelos de heterogeneidad con abundancia inducida (Royle-Nichols)—El modelo de Royle-Nichols (Royle y Nichols 2003) usa el vínculo entre la abundancia y la probabilidad de detección para estimar la abundancia local de la especie objeto. Estos modelos se basan en la idea de que la heterogeneidad en la abundancia genera heterogeneidad en la probabilidad de detección (ej. mientras más abundante es una especie localmente, es más fácil detectar un individuo de esa especie). Basado en ese concepto, este modelo usa los datos de detección/no detección para estimar la abundancia puntual de la especie objeto. Este modelo es de particular interés para estimar la abundancia de presas, porque la mayor parte de las especies presa no pueden ser identificadas a nivel individual. Las presas de los jaguares son uno de los factores limitantes más importantes para la presencia de jaguares y la abundancia, por ello información sobre el estado de las presas es fundamental.

Datos Piloto

Existen algunos datos de estudios piloto con trampas cámara de la NRU (ver [Situación del Jaguar y Hábitats en la Porción Mexicana de la NRU](#)). Sin embargo, se debe notar que nuestro protocolo recomienda muestrear grillas mucho más grandes, siguiendo a Tobler y Powell (2013), para obtener estimaciones precisas y no sesgadas de la densidad de los jaguares. Los datos de estudios piloto deben usarse como una guía para la ubicación de trampas cámara adicionales en la grilla que proponemos.

Midiendo las Tendencias de la Abundancia y Densidad

Un componente importante para conocer la situación de una población es determinar las tendencias en la abundancia o densidad a través del tiempo. Esto nos da información mucho más útil que una estimación en un período, y nos permite determinar si las poblaciones de jaguares están incrementándose, reduciéndose o estables. También podemos calcular la tasa de crecimiento de la población a partir de estimaciones de abundancia de varios años, mejorando el conocimiento de las dinámicas poblacionales de los jaguares. Los modelos robustos para poblaciones abiertas (similares a los modelos de ocupación multi estaciones) usan los datos de historial de captura de los individuos en estudios ejecutados en varios años y nos dan la oportunidad de modelar los cambios en la abundancia a través del tiempo y determinar las tasas de crecimiento poblacional. Con este método, cada año es considerado un periodo primario con varios periodos secundarios (días o semanas). En cada periodo primario, la población debe ser cerrada y seguir los supuestos de CR. Pero de un periodo primario a otro, la población es abierta, de manera que los individuos pueden entrar o salir. Con esto se pueden hacer estimaciones de abundancia relacionadas al tiempo, supervivencia anual y estimar el número de nuevos individuos. Además, este método modela explícitamente los efectos de la probabilidad de captura

en el historial de captura y usa los modelos de parámetros reducidos donde algunos parámetros permanecen constantes a través del tiempo (Lebreton et al. 1982), aumentando la precisión de las estimaciones de supervivencia para un año particular (MacKenzie et al. 2005). Esto es importante porque algunos investigadores se han dado cuenta de la relativa imprecisión de las estimaciones de abundancia de un solo año con trampas cámara. Por ejemplo, Karanth et al. (2006) pudieron obtener estimaciones más precisas y confirmar que la población de tigres en Nagarahole, India, era demográficamente viable con una tasa de crecimiento positiva ($\lambda = 1.03$), alta supervivencia ($s = 0.77$), y una buena tasa de reclutamiento.

Recomendamos enfáticamente el uso de este método de fotocapturas de varios años en la NRU a fin de obtener información demográfica. Los muestreos se pueden llevar a cabo todos los años en periodos de tres meses como se describió anteriormente. Alternativamente, se pueden hacer muestreos para colectas de heces todos los años para repetir los análisis si los resultados iniciales revelan que la colecta de heces proporciona información de calidad sobre la abundancia del jaguar. Sin embargo, debido a que las cámaras ya han sido adquiridas, es probable que usar solo las trampas cámaras sea más económico, especialmente si las dos técnicas nos dan similares resultados para los modelos de CR para poblaciones cerradas.

Los modelos SECR para poblaciones abiertas (aun) no están disponibles en ninguno de los programas (DENSITY, secr, SPACECAP), pero pueden ser fácilmente formulados en WinBUGS (e.g., Gardner et al. 2010a). Los modelos de diseño robusto que estiman no solo la densidad en cada periodo primario, sino también la supervivencia y reclutamiento, aún están en proceso de desarrollo (Royle et al. 2014).

Conclusión

El muestreo de áreas clave a través de investigaciones simultáneas de trampas cámara a gran escala y estudios moleculares de heces nos darán sólidos datos sobre las densidades y/o abundancias de jaguares en las cuatro áreas de la NRU. Realizar estos estudios de captura y recaptura a través de los años nos permitirá determinar la supervivencia, reclutamiento, y crecimiento poblacional entre las zonas de estudio, información particularmente útil para conocer las tendencias a través del tiempo. La información previa y las técnicas descritas en este protocolo de abundancia y densidad pueden usarse como una guía para planificar tales proyectos.

Además de determinar la abundancia y densidad poblacional, se debe evaluar el estado del jaguar a través de la genética poblacional. Las muestras de heces colectadas para estudios de CR genética también pueden ser usadas para conocer la diversidad genética, estructura poblacional y conectividad genética a través del paisaje (ver [Genética Poblacional](#)). Los muestreos intensivos propuestos aquí nos darán información sobre los movimientos de los animales, pero datos específicos como área de acción y uso de hábitat son mucho más precisos si se consiguen con radiotelemetría de GPS (ver [Parámetros Demográficos y Ecología Espacial](#)). Los estudios de abundancia pueden ayudar a los proyectos de telemetría indicando dónde los jaguares se suelen

encontrar y las áreas donde se pueden ejecutar los esfuerzos de captura. Este protocolo de abundancia y densidad proporciona una serie de conocimientos y alimentará otros aspectos para el plan de monitoreo, suministrando información necesaria para mejorar la conservación y manejo de los jaguares.

GENÉTICA POBLACIONAL

Las investigaciones en diversidad genética, estructura poblacional, y la historia demográfica de los jaguares en casi toda su distribución han revelado la ausencia de una división geográfica y no se han evidenciado cuellos de botella, deduciendo que históricamente ha habido altos niveles de flujo genético (Eizirik et al. 2001, 2008, Ruiz-García et al. 2009, Culver and Hein 2013). En el contexto de flujo genético en los últimos tiempos y con la escasa evidencia de una diferenciación histórico-geográfica, se realizó un análisis de conectividad con un modelo de ocupación basado en entrevistas para identificar y validar posibles corredores que conectan poblaciones conocidas y predicen rutas de viaje entre ellas (Rabinowitz y Zeller 2010, Zeller et al. 2011). Se ha demostrado que los límites naturales y antrópicos (tales como aquellos encontradas en el NRU) afectan la dinámica poblacional y la estructura de especies con movimientos a nivel de paisaje (ej. Andreasen et al. 2012). Los monitoreos genéticos de poblaciones, incluyendo estimaciones de heterocigocidad dentro y entre poblaciones, derivaciones de equilibrio de Hardy-Weinberg, endogamia dentro de las poblaciones (F_{IS}), y subdivisiones entre poblaciones (F_{ST}), pueden contribuir significativamente a entender la estructura y movimiento de las poblaciones de jaguares a través de grandes territorios.

Las técnicas genéticas no invasivas proveen a los investigadores de nuevos métodos para el uso de la genética a nivel de paisaje para dilucidar problemas de conservación. Estos métodos son usados para documentar presencia, distribución, y abundancia de especies raras, crípticas y difíciles de observar o manejar, incluyendo los jaguares (Piggott y Taylor 2003). Las fuentes más comunes de material genético para estudios de carnívoros incluyen muestras de museos (Johnson et al. 1998), pelos (Kendall et al. 2009, Gardner et al. 2010*b*), heces (Kohn et al. 1995, Ernest et al. 2000, Farrell et al. 2001), y ocasionalmente huesos y tejido conectivo (King et al. 2008). Decidir qué fuentes es preferible depende de las preguntas y de la especie estudiada.

Las preguntas de naturaleza evolutiva pueden responderse normalmente utilizando muestras de museos, si es que están disponibles y se puede obtener ADN de éstas. Las preguntas sobre la estructura poblacional, conectividad, flujo genético, endogamia u otros parámetros genéticos poblacionales requieren muestras de pelo o heces. Las muestras de pelo han sido ampliamente usadas como método no invasivo en cánidos (perros), úrsidos (osos), y mustélidos (comadreja) (Woods et al. 1999, Mowat y Strobeck 2000, Mowat y Paetkau 2002, Kendall y McKelvey 2008, Kendall et al. 2009, Gardner et al. 2010*b*). Para felinos, es preferible usar heces que pelos, ya que con las primeras se han obtenido mejores resultados. Esto se puede deber al menor monto de ADN en los pelos de los felinos, como fue cuantificado por la Oficina Federal de Investigación, que determinó un rendimiento diez veces menor en pelos de felinos que en pelos de primates (Bruce Budowle, University of North Texas Health Science Center, comunicación personal). La colecta de pelos de jaguares usando trampas para pelos no ha sido exitosa, atribuida a la naturaleza de los pelos de felinos, que son muy cortos y finos comparados con los pelos gruesos

y más largos de cánidos, úrsidos y mustélidos (García-Alaníz et al. 2010, Portella et al. 2013). Adicionalmente, comparado con el pelo de los primates, el de los felinos contiene diez veces menos ADN por cada raíz (Victor David, National Cancer Institute, comunicación personal). Otras fuentes de muestras no invasivas incluyen hueso y tejido conectivo. Estas muestras pueden obtenerse de manera oportunista de cadáveres encontrados en el campo así como de heces de predadores como muestras para obtener información de la dieta (King et al. 2008).

Estimar la ocupación y abundancia de los jaguares es la base para estudios más intensivos y no invasivos para monitorear la población de jaguares con genética. Los últimos avances de la genética molecular y el uso de perros entrenados para ubicar las heces, hacen que el análisis de ADN fecal sea una opción prometedora y viable para el monitoreo. El monitoreo genético de poblaciones tiene varios objetivos, incluyendo: 1) agregar nuevas observaciones a las de los individuos registrados por las trampas cámara – esto es importante porque las trampas cámara son estacionarias, mientras que los muestreos para heces cubren el área de manera más completa, las observaciones adicionales ayudarán a dilucidar la distribución de los jaguares en el paisaje; 2) detectar individuos que no fueron registrados por las cámaras – esto puede ir desde detectar más individuos con las heces que con las fotos hasta detectar diferencias en la relación de géneros con las heces y las fotos; 3) investigar el carácter genético básico de la población monitoreada (ej. heterocigocidad en y entre las poblaciones, diversidad genética general en y entre poblaciones, nivel de endogamia en las poblaciones comparando la diversidad genética y la endogamia de las poblaciones monitoreadas aquí versus las de otras partes, diferenciación de poblaciones en relación a otras vecinas); y 4) determinar la dieta de los jaguares, indicando las presas preferidas y/o reportes de predación de ganado – un componente importante en los conflictos entre gente y jaguares.

Colecta de Heces de Jaguares

La colecta de heces de jaguares debe ser realizada: 1) de manera oportunista durante la instalación y la revisión de las trampas cámara como parte los estudios de ocupación o abundancia; y 2) con el uso de perros entrenados para detectar heces siguiendo el diseño en bloques centrado para las trampas cámara.

Búsqueda Oportunista

Se deben buscar heces durante el proceso de instalación y revisión de las trampas cámara, ya que las cámaras están instaladas en sitios donde las heces y otros signos se suelen encontrar (como base de cañones, sobre la cresta de los cerros, ojos de agua, caminos de tierra poco frecuentados). Cuando el tiempo y la logística lo permiten, las búsquedas oportunistas se pueden expandir a un área mayor en la estación de trampas cámara (ej. saliendo por una vía diferente a la que se ingresó a la estación de trampeo).

Colecta de Heces

Todas las heces con características de felino mayor deben colectarse para los análisis genéticos debido a la dificultad que existe en diferenciar las heces de puma y jaguar por sus características morfológicas (Foster et al. 2010). Debe documentarse cuidadosamente los datos específicos de colecta de cada muestra, e identificarla con un sistema único y obvio (ej. MacKay et al. 2008:221). Al igual que en las secciones [Protocolo de Ocupación](#) e [Instalando las Cámaras](#), investigadores familiarizados con el área deben desarrollar un protocolo estandarizado que incluya una clara descripción de los datos a ser registrados. Esto asegurará que los datos sean colectados sistemáticamente y evitar confusiones entre el personal de campo y laboratorio. Los datos de cada muestra fecal deben incluir fecha de colecta, coordenadas GPS, elevación, descripción del sustrato y el hábitat, diámetro y largo de la muestra y una descripción de la densidad de vegetación (ej. los animales se pueden mover libremente por toda la zona o están obligados a usar los caminos), cobertura de vegetación, presencia de caminos o senderos, presencia de otro tipo de borde de hábitat (ej. pastizal/matorral), presencia de ríos o arroyos, montañas, etc. Se debe fotografiar la zona para documentar la morfología de la muestra fecal y la comunidad vegetal.

Cada muestra fecal debe manipularse con guantes de látex nuevos para prevenir la contaminación de la muestra. Existe una gran cantidad de métodos para preservar las muestras hasta que se realicen los análisis genéticos. Estos incluyen secar a temperatura ambiente, congelar a -20°C , almacenar en una solución tampón, secar en un liofilizador (ej. un secador de congelación), almacenar en etanol 70-100% o un tampón DET, secar y almacenar en silicagel o un disecante basado en Drierite, o secar en horno o etanol y luego almacenar la muestra con silicagel. Cada método para preservar tiene sus ventajas. El laboratorio que realiza el análisis genético debe ser consultado sobre estas opciones antes de la colecta.

En el campo se deben colectar partes de cada muestra fecal para su preservación y transporte para el aislamiento de ADN de acuerdo a Wultsch et al. (En revisión) o de acuerdo a recomendaciones del laboratorio. El resto de la muestra debe secarse o congelarse para análisis de dieta (Scognamillo et al. 2003). Wultsch et al. (En revisión) evaluó el desempeño de dos técnicas de almacenamiento (tampón DET [20% DMSO, 0.25M EDTA, 100mM Tris, pH 7.5, y NaCl hasta la saturación (Seutin et al. 1991)] y etanol 95%) para muestras de ADN fecal de jaguares y otros felinos colectadas en Belice. Para cada muestra fecal, se colectó y almacenó unos 0,5 mL de material fecal en dos tubos estériles de 2 mL de tapa rosca con tampón DET o etanol 95% en una relación heces-solución de $1 \geq 4$. Para cada muestra encontrada intacta, se colectó aproximadamente 0,5 mL de 4 partes diferentes (extremo superior, costado, extremo inferior y adentro) de la muestra fecal. Las muestras se almacenaron hasta por 8 meses a temperatura ambiente hasta la extracción. Los autores reportaron que el tampón DET fue el mejor preservante de ADN fecal con un éxito de amplificación (PCR) 44% más elevado y una precisión en el genotipo 17% más elevada comparado con las muestras conservadas en etanol 95%.

El Proyecto de Investigación y Monitoreo del Jaguar de la Universidad de Arizona está secando y almacenando muestras de heces en bolsas Ziploc® a una razón silicagel-heces de 4:1 en peso o congelando las muestras por 24-48 horas (Melanie Culver, Universidad de Arizona, comunicación personal). En el laboratorio, las células epiteliales se obtienen de la superficie de la muestra fecal usando hisopos (ver Rutledge et al. 2009, Wasser et al. 2011). Se saturan los hisopos con buffer PBS y se raspa la superficie de cada muestra. Luego el hisopo se coloca en un tupo de 2ml que contiene 300 microlitros (μl) de tampón ATL (QIAGEN, Inc.).

Muestreo Usando Perros Entrenados para Detectar Heces.

Se puede incrementar la coleta de heces en áreas grandes y remotas usando perros entrenados (Smith et al. 2003, 2005, Wasser et al. 2004, Long et al. 2007, MacKay et al. 2008). Los perros son entrenados de acuerdo a protocolos para perros de rescate y que detectan esencias (MacKay et al. 2008); la raza por lo general no importa tanto como el interés por el juego (motivarlos a jugar con pelotas como recompensa por una labor realizada) y la capacidad de aprendizaje. Los perros pueden ser entrenados para detectar heces de algunas especies usando las técnicas descritas por Smith et al. (2003) y MacKay et al. (2008). Brevemente, un perro es entrenado para encontrar una muestra fecal de la especie objeto y alertar al entrenador de su ubicación específica. Además, son entrenados para ubicar las heces de las especies objeto e ignorar las heces de otras especies. Un equipo de detección consta de un perro entrenado, el guía y un orientador, todos precisan de una amplia formación para funcionar exitosamente como equipo. Para llevar a cabo los muestreos, algunos investigadores optan por formar a sus propios equipos de detección de heces, mientras que otros optan por asociarse con algún laboratorio de investigación u organizaciones de conservación que tienen experimentados equipos de detección de heces.

La detección de jaguares con trampas cámara puede ayudar en enfocar los esfuerzos de búsqueda de heces en áreas donde se incrementa la posibilidad de encontrar jaguares. Los perros entrenados pueden buscar en los hexágonos donde se han detectado jaguares. Recomendamos el uso de perros entrenados para ubicar heces de puma y jaguar para evitar posibles problemas en el desempeño del perro y por las oportunidades adicionales de coleccionar heces de pumas simpátricos. Dadas las similitudes morfológicas de las heces de jaguar y puma, el entrenador puede reforzar la capacidad del perro de detectar una especie que no es objeto (particularmente puma). Para evitar este problema, recomendamos entrenar perros para la búsqueda de heces de ambas especies. Adicionalmente, la información sobre la dieta colectada tanto de puma como de jaguar va a dar nuevos datos sobre el conflicto gente-felinos en cuanto a la predación de ganado. Un método alternativo para evitar que los perros detecten heces de especies no objeto es recompensar al perro solo cuando encuentra heces de jaguar que fueron puestas en el campo por el entrenador. Este método evitará los costos adicionales del análisis genético una muestra grande de heces de puma, que si bien limita los análisis de cuestionamientos sobre simpatría entre jaguar y puma, puede ser ventajoso si los pumas son mucho más numerosos que los jaguares.

Para la colecta de heces con perros entrenados, recomendamos hacerlo en los hexágonos que han sido muestreados con trampas cámaras y que tienen registros de jaguares. Debido a que este protocolo no tiene el fin de estimar la abundancia en cada hexágono, no está limitado a obtener suficientes capturas y recapturas de individuos para realizar un modelado de CR. Más bien este protocolo intenta obtener tantas muestras genéticas como sea posible (preferentemente de individuos diferentes) para estimar mejor la diversidad genética y la estructura genética de la población. Así, sugerimos elaborar un diseño de muestreo donde el esfuerzo sea estandarizado, pero donde los hexágonos también se puedan muestrear oportunísticamente. Sugerimos realizar un muestreo con perros entrenados usando los caminos y senderos ya establecidos, incluyendo en los que se instalaron las trampas cámara y en otras áreas donde los jaguares podrían estar, como ojos de agua, riberas, cañones y crestas. Sugerimos cubrir áreas grandes, tal como atravesar el hexágono 5 o 6 veces de norte a sur y de este a oeste y asegurándose que no hay área de 25 km² que no haya sido muestreada, ya que esta superficie equivale al área de acción mínima de un jaguar hembra. Si el hexágono tiene unos 22 km de ancho, esto equivale a 110-132 km de búsqueda oportunista por hexágono. Siendo conservadores, los perros entrenados pueden cubrir 10 km por día, esto equivale a 10-13 días por hexágono. Este protocolo puede ser modificado ampliando o reduciendo los muestreos basándose en los resultados iniciales de la colecta de heces. Como guía en dos sitios con densidad relativamente baja en Belice (1-2 jaguares por 100 km²), Wulsch (2013) realizó una búsqueda oportunista similar y encontró una muestra fecal cada 1,3 – 3 km de búsqueda, pero esto incluyó heces tanto de puma como de jaguar. Sugerimos usar GPS para marcar las rutas de búsqueda y las distancias viajadas para facilitar modificaciones en el diseño basadas en los resultados preliminares.

Equipos y Costos

Ver [Equipos y Costos](#) en la sección Abundancia y Densidad.

Métodos Genéticos de Laboratorio

Los análisis genéticos de muestras son llevados a cabo por un laboratorio de conservación genética o de ADN que se selecciona antes de realizar la investigación. Se deben considerar varios factores en la selección del laboratorio: 1) la experiencia del laboratorio con jaguares u otras muestras fecales de felinos colectadas en áreas de condiciones similares; 2) capacidad y disponibilidad para llevar a cabo o asistir con el posterior análisis estadístico de genotipo (ej. pruebas de estructura genética); 3) capacidad de almacenar muestras largo tiempo; 4) disponibilidad de protocolos para evaluar la contaminación y los errores y 5) políticas sobre la propiedad y autoría de los datos (Schwartz y Monfort 2008:251). El laboratorio debe ser consultado sobre los métodos de almacenamiento de muestras, etiquetado, seguimiento y envío de muestras genéticas durante el diseño del estudio, la colecta de muestras, y el análisis genético y de datos.

El laboratorio seleccionado aplicará técnicas moleculares genéticas específicas dependiendo de la experiencia del laboratorio para aislar ADN de muestras fecales: identificar especies, individuos y sexo; y llevar a cabo pruebas estadísticas luego de los análisis genotípicos. La siguiente es la serie de técnicas de genética molecular usada por el Proyecto de Investigación y Monitoreo del Jaguar de la Universidad de Arizona (Melanie Culver, Universidad de Arizona, comunicación personal).

Aislamiento de AND de las Heces

El ADN se extrae usando un kit para heces QIAGEN de acuerdo al protocolo del fabricante (Qiagen, Valencia, CA). Las extracciones deben realizarse en un laboratorio con mínima exposición para evitar la contaminación del ADN. Los controles negativos (no aumentan las heces) deben ser incluidos en todas las extracciones de ADN y PCRs para probar que no haya contaminación. El proceso de extracción de ADN es como sigue: 33 µl de proteinasa K (QIAGEN, Inc.) se adicionan al tubo de 2 ml y es incubado a 70°C toda la noche. Se retira el hisopo y se adiciona 366 µl de tampón AL (QIAGEN, Inc.), centrifugado e incubado a 70°C por 1 hora. Luego se agrega 266 µl de etanol y se mezcla por inversión. Se usa el kit de tejidos DNeasy (QIAGEN, Inc.) siguiendo el protocolo del fabricante para purificar el ADN del resto.

Identificación de Especie

Los marcadores de genética molecular disponibles para la identificación de especies de mamíferos incluyen casi exclusivamente la utilización de ADN mitocondrial. Este es amplificado usando PCR y se obtiene una secuencia de ADN y es comparada con secuencias conocidas para encontrar similitudes con la especie de origen. La región ATP-6 ha sido utilizada para distinguir todos los carnívoros y los mamíferos (Naidu et al. 2011). Los pumas son los mamíferos más ampliamente distribuidos en el hemisferio occidental y son abundantes en toda el área de la NRU, y serán una especie no objeto común en la colecta de heces, así que una estrategia de marcador molecular es apropiada para la identificación de la especie. Sin embargo, la estrategia del ADNmt citocromo b proporciona información completa sobre todas las muestras, por ejemplo, de muestras que son de ocelote o de algún cánido, que también serán de interés. También, debido a que el ADNmt citocromo b amplifica todos los mamíferos, puede distinguir muestras que contienen algo de ADN preservado, aun cuando se trata del ADN de la presa más que del predador, cosa que ocasionalmente sucede.

El secuenciamiento debe intentarse con cebadores de ADNmt citocromo b (Farrell et al. 2000 o Verma y Singh 2003) usando los protocolos descritos por Onorato et al. (2006) para los cebadores Farrell, o Naidu et al. (2011) para los cebadores Verma y Singh. La identificación de especies a partir de heces secuenciadas debería ser llevada a cabo comparando las secuencias de ADN obtenidas con secuencias conocidas de la especie objeto y con entradas en GenBank usando el programa BLAST (National Center for Biotechnology Information).

Los PCRs deben realizarse a un volumen final de 20 μ l y con una concentración final de: 12,3 μ l de H₂O; 2.0 μ l de 10x Tamón PCR (QIAGEN, Inc.); 0.8 μ l de MgCl₂ (QIAGEN, Inc.); 0.4 μ l dNTPs (QIAGEN, Inc.); 1.0 μ l 0.05 % BSA (Sigma-Aldrich, St. Louis, MO, USA); 0.1 μ l de Taq DNA Polimerasa (QIAGEN, Inc.); 0.5 μ l de cebadores de avance y otro tanto de cebadores reversos; y 4 μ l de ADN templado. Las condiciones del PCR deben consistir en una desnaturalización inicial a 95°C por 10 minutos, seguido de 35 ciclos de desnaturalización a 95°C por 45 segundos, recocido a 51°C por 1 minuto, extensión a 72°C por 2 minutos, y una extensión final a 72°C por 10 minutos. Todos los productos resultantes del PCR deben limpiarse con ExoSAP-IT (USB Corporation, Cleveland, OH, USA) y secuenciados en un Analizador Automático de ADN.

Identificación Individual

Los microsatélites localizadores felinos que mostraron ser polimórficos en los jaguares usando PCR deberían ser amplificados para identificar muestras de jaguares. Los diez localizadores seleccionados tienen un buen desempeño en las muestras de heces (FCA026, FCA075, FCA077, FCA090, FCA126, FCA139, FCA193, FCA211, FCA224, y FCA310; Menotti-Raymond et al. 1999) usando las mismas técnicas de PCR que usó Eizirik et al. (2001).

Costos Genéticos

Ver la sección [Costos Genéticos](#) para detalles sobre costos.

Análisis de los Datos Genéticos de Heces de Jaguares

Identificación de Especies

Los datos secuenciados deben editarse usando el programa SEQUENCHER (versión 3.0, Gene Codes Corp, Ann Arbor, Michigan) y comparados con la base de datos de secuencias de mamíferos para determinar la especie de origen para cada muestra. El análisis es usado para identificar jaguares contra otros carnívoros.

Identificación Individual y Genética Poblacional

Los datos de microsatélite deben ser registrados y analizados usando el programa GENOTYPER (versión 1.1) (Applied Biosystems Inc.) para calcular los tamaños de los fragmentos y descartar genotipos ambiguos o con una amplificación pobre. Una vez que se compila un genotipo compuesto común a todos los localizadores para cada muestra, hasta para diez microsatélites localizadores de felinos, se debe calcular la distancia genética pareada entre las muestras de heces usando el programa MICROSAT (Minch et al. 1995). Todos los pares de muestras con distancia cero (ej. intercambio completo de datos de alelos de microsatélites) se puede presumir que se han originado del mismo individuo, permitiendo una estimación del número de individuos únicos, que sirve como el número mínimo de jaguares en el área de estudio. Las estimaciones de heterocigocidad en y entre poblaciones, derivaciones del equilibrio de Hardy-Weinberg,

endogamia en la población (F_{IS}), y subdivisiones de poblaciones (F_{ST}) deben realizarse usando el programa ARLEQUIN (Excoffier y Lischer 2010).

PARÁMETROS DEMOGRÁFICOS Y ECOLOGÍA ESPACIAL

Si bien los datos preliminares de ocupación pueden dar un bosquejo de buena calidad sobre dónde se encuentran los jaguares y su relación con los recursos, otras cuestiones relevantes sobre la recuperación de jaguares en la NRU pueden responderse solamente con métodos intensivos. Un sólido conocimiento de las características demográficas del jaguar y sus patrones de dispersión puede apoyar la planificación y manejo del paisaje. Saber cómo los jaguares se distribuyen en el tiempo y el espacio, como interactúan entre ellos y con especies simpátricas y como obtienen los recursos vitales son datos útiles para desarrollar medidas de conservación acertadas (Ceballos et al. 2005, Azevedo y Murray 2007a, Ripple et al. 2014), incluyendo el diseño de acciones de conservación que reduzcan la frecuencia de impactos negativos causados por las interacciones entre gente y carnívoros (Treves y Karanth 2003).

Dispersión y Movimientos de Larga Distancia

La dispersión usualmente es un comportamiento que se da solo una vez, a menudo durante la adolescencia, pero a veces durante la adultez, cuando un individuo deja su área natal o su área de acción establecida, para reestablecerse en una propia o nueva (Turchin 1998). Por ejemplo, usando telemetría, Ausband y Moehrenschrager (2009) estudiaron la dispersión de la zorra del desierto (*Vulpes velox*) en la Reserva Blackfeet de Montana y registraron que se movieron en línea recta entre 43 y 191 km. Beier (1995) siguió pumas juveniles dispersándose en hábitats fragmentados en California, dilucidando detalles sobre el uso que hacían de los hábitats, corredores y penínsulas.

Elbroch et al. (2009) documentaron una dispersión en línea recta de 167 km de un puma macho a lo largo de la frontera entre Chile y Argentina. Atheyra et al. (2014) siguió los movimientos de una tigresa en un paisaje antrópico en la India, obteniendo información extremadamente detallada y reportando una distancia viajada en línea recta de 40 km. Fattebert et al. (2013) documentó que un leopardo macho (*Panthera pardus*) atravesó 3 países in África cubriendo una distancia mínima de 353 km. En el norte de Europa, Kojola et al. (2009) colocó radiocollares a 82 lobos, de los cuales 15 tenían transmisores con GPS y un componente de telefonía celular (GSM; Televilt, Suecia, y Vectronic Aerospace, Alemania) que registraba 6 localizaciones por día. Las distancias de dispersión, calculadas en línea recta entre el punto medio de la zona de captura y el punto medio de la nueva área de acción de los lobos, excedían los 800 km para la mitad de los lobos con collares GPS.

Las herramientas genéticas también pueden revelar patrones de abundancia y dispersión. Gour et al. (2013) usaron datos genéticos no invasivos (de muestras fecales) para establecer la presencia de 28 tigres (22 machos y 6 hembras) en el área núcleo de la reserva de tigres Pench. Con datos genéticos de las heces, los autores examinaron los patrones de dispersión de los machos y la filopatría de las hembras, documentando una dispersión de las hembras de hasta 26 km. Se debe

notar que los métodos genéticos no invasivos (de muestras fecales) han sido usados para estimar la abundancia de tigres en la India (Mondol et al. 2009, Gopalaswamy et al. 2012b) y se pueden ampliar para estudios más detallados sobre ecología poblacional.

Usando métodos invasivos, Forbes y Boyd (1996) develaron los orígenes de la colonización natural de los lobos (*Canis lupus*) en los bordes del Parque Nacional Glacier en Montana. Usando muestras de tejidos y de pelos, Proctor et al. (2004) usaron métodos invasivos en un estudio de dispersión dependiente del sexo de osos pardos (*Ursus arctos*) en un rango de 100.000 km² a lo largo de las montañas rocosas de Columbia Británica, Alberta, Montana e Idaho. Encontraron que, en promedio, las hembras y los machos se dispersaron 14,3 y 41,9 km desde el centro de sus áreas de acción natales, respectivamente.

Los estudios genéticos y de telemetría que requieren la captura y manipulación de jaguares no se recomiendan en áreas de la NRU donde los individuos son raros y están estableciendo precariamente sus territorios en zonas de distribución histórica de jaguares pero que ahora están deshabitadas por esta especie, como en las áreas secundarias. Sin embargo, en áreas donde el jaguar es más abundante y está seguro, tal como las Áreas Núcleo Sonora y Jalisco de la NRU, los estudios que implican captura, manipulación y telemetría, y de los que también se obtienen muestras genéticas, pueden generar información ecológica extremadamente útil para planificar la conservación y el manejo de paisajes a gran escala.

Demografía

Obtener datos demográficos para los jaguares es mucho más complicado que, por ejemplo, leones africanos (*Panthera leo*), que vive en hábitats relativamente abiertos con buena visibilidad que facilita las observaciones y la colecta de datos para estimar supervivencia y reclutamiento (Funston 2011, Mogensen et al. 2011, Brink et al. 2012, Ferreira et al. 2012). Luego de décadas de duro trabajo, Ruth et al. (2011) adquirieron un conocimiento sin precedentes de las tasas de supervivencia de pumas y la estructura de fuente-sumidero de la zona norte del Parque Yellowstone, pero también se beneficiaron de los hábitats relativamente abiertos, caminos ocasionales, la nieve estacional que ayuda a marcar las huellas, y, en general, una infraestructura completa y servicios públicos que Estados Unidos posee. Incluso las escarpadas Montañas Rocosas del norte proveen una logística más sencilla que algunos de los hábitats del jaguar en los trópicos americanos. Sin embargo, la gran cantidad de estudios sobre pumas sugieren métodos útiles para jaguares (ej. Hornocker 1970, Seidensticker et al. 1973, Lindzey et al. 1992, Ross y Jalkotzy 1992, Logan y Sweanor 2001, Robinson et al. 2008).

Calvalcanti y Gese (2009) llevaron a cabo uno de los estudios más intensivos de telemetría con jaguares (diez jaguares, tres años) en el Pantanal de Brasil. Los autores reportaron que las áreas de acción eran muy inestables para los dos sexos, variando entre estaciones y entre individuos. Además, la estabilidad de los individuos en cuanto al área donde vivían variaba considerablemente. Estos resultados enfatizan que los jaguares, una vez están en un paisaje

productivo, pueden ser más sociales de lo que se pensaba. Más aún, en tales paisajes, los patrones de movimiento de los jaguares estarían determinados por la territorialidad más que por limitaciones alimenticias (Azevedo y Murray 2007a). Estos estudios en la región del Pantanal de Brasil pueden ser relevantes para entender la organización espacial de los jaguares y cómo los patrones espaciales pueden estar afectados por la disponibilidad de recursos alimenticios en las áreas de recuperación de la NRU.

La densidad de vegetación y las áreas que son extremadamente subdesarrolladas (sin servicios básicos) que abarcan gran parte del rango del jaguar pueden encontrar un equivalente logístico en las escarpadas montañas que ocupan los leopardos de las nieves (*Uncia uncia*), y son una razón parcial para la falta de estudios más profundos. Sin embargo, los paralelismos más relevantes para un diseño de muestreo en gran parte del rango del jaguar probablemente sean los estudios sobre tigres en Asia tropical (Karanth y Nichols 2002) y los hábitos esquivos de los jaguares se pueden parecer a los de los leopardos (Balme et al. 2009, Du Preez et al. 2014).

Solamente un estudio intensivo a largo plazo revelará datos sobre el reclutamiento, mortalidad, emigración, inmigración y patrones de dispersión. Esto precisa también de asegurar un financiamiento a largo plazo, y los estudios de este tipo se recomiendan para las áreas núcleo de la NRU y otros sitios núcleo importantes a lo largo de la distribución del jaguar.

En el contexto de los jaguares volviendo a residir en el sudoeste de los Estados Unidos, el manejo adaptativo y el monitoreo en el Área Núcleo Sonora es particularmente importante. La configuración de la NRU, sin embargo, con Áreas Núcleo separadas por Áreas Secundarias donde el estado del jaguar es incierto e inseguro, es un escenario de manejo y monitoreo que hizo eco en todo el rango de distribución del jaguar.

La colecta de datos con trampas cámara para estimar la ocupación y abundancia puede, en muchos casos, extenderse para estimar parámetros demográficos clave. En áreas con alta densidad de jaguares, la radiotelemetría (incluyendo VHF y GPS) provee la oportunidad de analizar detalles de la demografía y responder cuestionamientos sobre la ecología espacial y poblacional al poder estimar las tasas de supervivencia, reproducción, dispersión, área de acción y selección de hábitat (White y Garrott 1990, Millspaugh y Marzluff 2001, Miller et al. 2010). Los métodos usados para capturar y manipular los jaguares para ponerles un radio collar son detallados por Polisar et al. (2014); además Proulx et al. (2012) y Foresman et al. (2012) proporcionan datos adicionales para manipular animales capturados. La radiotelemetría tiene la capacidad de monitorear a distancia animales esquivos y que ocupan grandes áreas mientras éstos realizan sus desplazamientos y actividades normales, y, a través de un seguimiento activo y continuo, se puede conocer detalles que las estáticas trampas cámaras no revelan. Los métodos genéticos también pueden ser una poderosa herramienta para entender las características poblacionales, tales como desplazamientos de padres-hijos o de dispersión, y puede tener un potencial aún no desarrollado para conocer datos poblacionales, como de supervivencia y reclutamiento.

Supervivencia y Reclutamiento

Los datos de trampas cámara junto con los modelos de CR para poblaciones abiertas se usan para estimar parámetros demográficos clave en casos donde los muestreos con cámaras se pueden repetir y los individuos son identificables por largos períodos, como muchas estaciones o varios años (Pollock 1982, Karanth et al. 2006, 2011*b*, Pollock et al. 2012). Los modelos de poblaciones abiertas son usados en estudios a largo plazo cuando, además del tamaño poblacional, el objetivo es estimar pérdidas en la población (mortalidad y emigración) y aumentos (reclutamiento e inmigración). Un diseño robusto (Pollock 1982) combina muestreos a dos escalas de tiempo donde varios muestreos cortos (“periodos secundarios” que usualmente asumen que la población es cerrada) están anidados en períodos largos (“periodos primarios” durante los cuales la población es abierta). El análisis de datos de CR puede realizarse con el programa MARK (White y Burnham 1999) y usar el modelo “Solo de Recapturas” par estimar la supervivencia aparente. Además, Gardner et al. (2010*a*) y Royle y Gardner (2011) presentan detalles de cómo formular y correr una serie de modelos jerárquicos de CR espacial, y extenderlos a poblaciones demográficamente abiertas, usando WinBUGS.

Karanth et al. (2011*b*) usaron el modelo de Cormack-Jolly-Seber (Cormack 1964, Jolly 1965, Seber 1965) y modelo robusto de Pollock (1982) par estimar la supervivencia aparente, el último de estos anida dos escalas de muestreo: la primaria que es abierta y a largo plazo y la secundaria que es cerrada y discreta, que soporta a la primaria. En este escenario, el reclutamiento fue estimado combinando estimaciones de supervivencia y abundancia dependientes del tiempo. Los detalles para distinguir los individuos residentes de los transitorios, así como distinguir los inmigrantes de los emigrantes, no será abordado aquí, pero el esfuerzo de Karanth et al. (2011*b*) abarcó diez años consecutivos de muestreo usando un diseño de CR robusto para estimar la abundancia específica al tiempo, supervivencia, reclutamiento y tendencias. Para estimar estos parámetros se necesita un esfuerzo a largo plazo. Basados en su experiencia, Karanth et al. (2011*b*) recomendaron incrementar el número de trampas cámara, así como el área muestreada para mejorar la precisión de las estimaciones. Citando a los autores *“en estudios donde es realmente necesario un programa de monitoreo demográfico para responder a las necesidades de manejo o los cuestionamientos científicos, creemos que un estudio con trampas cámara a medio o largo plazo puede ser un método efectivo.”* Recomendamos una combinación de estudios de CR a largo plazo en áreas consistentemente habitadas por jaguares para evaluar las tendencias poblacionales y las tasas vitales básicas, combinados con estudios de ocupación que examinen la distribución del jaguar en la matriz circundante.

La telemetría permite a los investigadores ubicar remotamente y monitorear los individuos con radios. Esta tecnología permiten estimar las tasas de mortalidad, relacionar las covariables a las tasas de supervivencia (ej. clase de edad, disponibilidad de recursos) e identificar las fuentes de mortalidad. En los estudios de supervivencia, los animales radio marcados son seguidos de cerca para determinar si están vivos o muertos entre los períodos de muestreo, detectando cada individuo durante cada periodo de muestreo en el cual está vivo. Los recientes avances en el

rastreo y telemetría han visto a las tecnologías tradicionales de VHF ser eclipsadas por el uso masivo de dispositivos con GPS (Hebblewhite y Haydon 2010). Estos pueden registrar ubicaciones precisas espacio-temporales sistemáticamente durante todo el día y la noche. La telemetría con GPS puede reducir el tiempo invertido en ubicar a los animales y elimina los sesgos potenciales que resultan de realizar las ubicaciones desde puntos fijos. Esta técnica tiene un potencial particular donde no existen caminos, donde los movimientos de los animales sobrepasan las limitaciones de los radios VHF y donde el acceso terrestre o aéreo es limitado debido a problemas de seguridad.

A pesar de las ventajas de la telemetría con GPS, Hebblewhite y Haydon (2010) mencionaron algunas desventajas. Debido a los costos de los collares, limitaciones de las baterías y que las tasas de fracasos son más altas, los investigadores pueden implementar un menor número de unidades GPS para obtener más datos de los individuos con el riesgo de sacrificar el tamaño de muestra necesario para realizar inferencias a nivel poblacional. Estas opciones pueden resultar en un diseño de muestreo débil, número de muestras reducido y una inferencia estadística pobre, comparado con un estudio con transmisores VHF (Hebblewhite y Haydon 2010, Fieberg y Börger 2012).

Como ejemplo, los estudios de supervivencia animal con radio collares precisan 50 – 100 animales (Murray 2006, Hebblewhite y Haydon 2010). Schwartz et al. (2010) obtuvieron datos de 362 osos pardos durante 21 años para estudiar los factores que amenazaban su supervivencia en el Ecosistema Greater Yellowstone. Smith et al. (2010) monitorearon la supervivencia de 711 lobos con collares entre 1982 y 2004. Ruth et al. (2011) usaron datos de 104 pumas para estimar la supervivencia en el área norte de Yellowstone antes de la reintroducción de lobos (1987-1994) y después de la reintroducción de lobos (1998-2005). Goodrich et al. (2008) usaron datos de 42 tigres radio rastreados entre 1992 y 2005 para evaluar las tasas de supervivencia. Muchos de estos estudios combinan datos obtenidos con técnicas de VHF y GPS porque datan de décadas; además, los costos de obtener muestras similares para estimaciones de supervivencia usando unidades GPS es considerable.

Las estimaciones de parámetros poblacionales pueden ser más precisas cuando se usan datos de VHF, particularmente si la variabilidad entre animales es sustancial. La mayor parte de los radio collares actuales tienen las dos tecnologías, permitiendo coleccionar una vasta cantidad de datos vía satélite mientras mantienen la opción para los investigadores de acercarse al animal para confirmar datos de hábitat, características de las presas cazadas y las fuentes de mortalidad.

Los dos marcos analíticos más comunes, los modelos proporcionales de riesgo de Kaplan-Meier y de Cox, han sido usados para estimar las tasas de supervivencia y evaluar la influencia de las covariables sobre la tasa de supervivencia de poblaciones de felinos mayores. El método de entradas estratificadas de Kaplan-Meier (mencionado como la opción “known fates” en el programa MARK) es ampliamente utilizado para estimar la supervivencia de poblaciones radio rastreadas y conocer la influencia de las covariables sobre las probabilidades de supervivencia

(Pollock et al. 1989*a, b*). Este método permite aumentar animales marcados mientras el estudio se está ejecutando y eliminar los animales que salen del área o pierden el collar. El modelo estándar asume que la eliminación es independiente del destino del animal; esto es, la desaparición de un animal no está asociada con la muerte. El modelo proporcional de riesgo de Cox (Cox 1972, Venables y Ripley 1994) es una alternativa basada en la regresión para calcular las tasas de supervivencia y relacionarlas con las covariables. Este método es preferido sobre el de Kaplan-Meier cuando: 1) hay varias variables explicativas, especialmente cuando algunas de éstas son continuas; 2) el destino de los individuos es desconocido; 3) el estudio finalizó antes de que se pierdan los collares; y 4) todos los individuos murieron. Riggs y Pollock (1992) presentan una aplicación detallada de este modelo.

El estudio de 18 años de duración con pumas en el norte de Yellowstone, iniciado por M. Hornocker y K. Murphy, y compilado por Ruth et al. (2011) es muy instructivo sobre los detalles necesarios para determinar las tasas vitales. Usando una combinación de estudios de huellas en la nieve, captura de adultos, subadultos y crías; radio telemetría; marcas en las orejas; estimaciones de edad; telemetría con VHF y GPS con sensores de mortalidad; inspecciones de cadáveres; necropsias; y ubicaciones acercándose a los animales combinadas con datos GPS. Los autores reunieron suficientes datos como para estimar los patrones de supervivencia de los machos y las hembras de pumas, las fuentes y sumideros en un paisaje montañoso de 3.779 km², el cual, aunque el estudio estaba centrado mayormente en elevaciones intermedias donde las presas son abundantes, también presentaba algunos registros de las zonas más escarpadas de Norte América. Un estudio de esta magnitud probablemente no sea posible en las Áreas Núcleo Sonora y Jalisco de la NRU, o en otras áreas del rango del jaguar, pero las recomendaciones generales derivadas de los parámetros de supervivencia son:

- Las áreas de estudio pueden ser definidas por las áreas de acción de los adultos;
- Se debe usar el programa MARK para evaluar la supervivencia
- Se debe analizar independientemente la supervivencia de los machos y hembras adultos, sub-adultos y crías.
- Se deben analizar las covariables temporales (ej. meses de sequía en ambientes semi-áridos, meses con inundaciones en otros sitios)

Se deben examinar las características del paisaje/hábitat, tales como la elevación, accidentes topográficos, tipos de bosques predominantes, estimaciones aproximadas de la abundancia de presas, distancia a las comunidades y los caminos, y otros índices relevantes, ya sean a través de parámetros específicos o agregados.

Hornocker (1970) y Seidensticker et al. (1973) realizaron un estudio pionero con pumas en una zona accidentada en Idaho, lo que se asemejaría a la Sierra Madre en México y que podría usarse como modelo para coleccionar estos datos en algunas áreas del NRU. Datos como estos se van incrementando en estudios a largo plazo.

Área de Acción

El concepto de área de acción es uno de los conceptos básicos de la ecología espacial moderna. La telemetría con GPS ha permitido la colecta de ubicaciones a una velocidad y precisión cada vez mayor, marcando el inicio del desarrollo de nuevos métodos de análisis de datos para estudiar la distribución del espacio y el área de acción. Entre las empresas que venden equipos de telemetría están Lotek (Knopff et al. 2009, Chadwick et al. 2010, Inman et al. 2012), Telonics (Schwartz et al. 2006, Kojola et al. 2009, McCarthy et al. 2010, Ruth et al. 2010, Smith et al. 2010, Hojnowski et al. 2012, Inman et al. 2012, Coleman et al. 2013), Televilt, adquirida por Followit (Kojola et al. 2009, Smith et al. 2010, Elbroch y Wittmer 2012, Inman et al. 2012), y African Wildlife Tracking (Tambling et al. 2010). Ver también Advanced Telemetry Systems, Vectronics-Aerospace y NorthStar. Fuller y Fuller (2012) presentan los fundamentos de la telemetría satelital. Para seleccionar algún modelo específico hay que tomar en cuenta el peso, las características para bajar los datos almacenados, la duración de las baterías o todo el sistema, los costos y los objetivos de la investigación.

Con una cantidad de técnicas disponibles que se van incrementando, los muestreos deben diseñarse para probar las predicciones teóricas y evitar los análisis *post hoc* que tienen poco poder (Kie et al. 2010). Aunque con los estudios con trampas cámaras intensivos y a gran escala se puede obtener gran cantidad de información que puede interpretarse como áreas de acción y los modelos de CR espacialmente explícitos también pueden generar estimaciones de área de acción, estos estudios están limitados tanto por las trampas cámaras estáticas como por el área de muestreo. Las ubicaciones obtenidas con telemetría, que son continuas y no están limitadas por un área de estudio, son mucho más apropiadas para calcular el área de acción y entender como el área de los individuos se solapan, se evitan entre ellos y pasan tiempo juntos. Los estudios con trampas cámara proveen datos similares, pero están confinadas a las estaciones, mientras que la telemetría es continua en el espacio, proporcionando más detalles.

El Polígono Mínimo Convexo (MPC), aunque es ampliamente usado, provee nada más que un boceto crudo del área donde el animal ha sido ubicado (Hayne 1949, Powell 2000, 2012). Aunque es conceptualmente simple y permite realizar comparaciones con estudios previos, los problemas con el método MPC son muchos, incluyendo tener que descartar un porcentaje de las ubicaciones que están en los límites exteriores por considerarlos datos dispersos u “outliers”, enfatizando la importancia el límite exterior (que generalmente es inestable) del área de acción e ignorando la estructura interna del área de acción.

La mayor parte de los estimadores de área de acción producen una “distribución de la utilización” a partir de las ubicaciones, describiendo la intensidad de uso de diferentes zonas por el animal. La distribución del uso se estima como una función de la densidad probable, la cual describe la probabilidad de que un animal ha estado en alguna parte de su área de acción (Hayne 1949, White y Garrott 1990). Los estimadores de densidad Kernel son bastante usados para estimar las áreas de acción (Laver y Kelly 2005). La selección del ancho de banda es crítico,

aunque es un aspecto difícil cuando se usa un estimador Kernel para el área de acción (Silverman 1986). El ancho de banda se puede elegir usando el error de localización, el radio de percepción de un animal y otra información pertinente, pero debe elegirse para ajustarse a la hipótesis que se está probando, los conjuntos de datos y otros objetivos de la investigación (Powell 2012).

Los estimadores locales convexos-hull son una buena alternativa a los muy usados estimadores Kernel, especialmente cuando el uso del espacio tiene límites definidos (Getz y Wilmer 2004, Getz et al. 2007). Los puentes Brownianos pueden usarse para estimar la probabilidad de que un animal se encuentre en una ubicación específica incorporando la información temporal que acompaña a cada dato de la ubicación de los animales (Horne et al. 2007, Kie et al. 2010, Powell 2012). Además, los puentes sesgados al azar ofrecen otro método para modelar los movimientos que no se basan en el supuesto de movimientos constantes y obtiene estimaciones de densidad kernel basadas en los movimientos más que estimaciones kernel basadas en las ubicaciones (Benhamou 2011). Finalmente, los modelos kernel supervisados (Matthiopoulos 2003) y mecánicos (Moorcroft y Lewis 2006) evalúan la importancia indirecta de las características del hábitat y de los paisajes cuando la cantidad de tiempo que pasa el animal en un lugar no coincide con la importancia de ese lugar.

Al igual que con la selección del ancho de banda, la selección de un estimador del área de acción debe ajustarse a la hipótesis que se está probando, la serie de datos y otros objetivos de la investigación. Los estimadores Kernel de área de acción se pueden usar para avanzar en el estudio del comportamiento animal y documentar el uso del espacio (Kie et al. 2010). El programa adehabitatHR (Calenge 2011) para el estimador R (R Core Team 2014) es uno de los muchos programas de computadora usados para estimar MCPs, kernels, locales convexos-hull, y puentes Brownianos.

La telemetría con GPS proporciona gran cantidad de datos con menos limitaciones y sesgos en el muestreo que la telemetría VHS. En muchos casos, el estudio de la disponibilidad de recursos dependientes del tiempo no ha seguido el paso de la cantidad de datos que proporcionan los GPS. Esto es un limitante si los datos de telemetría provienen de áreas que los biólogos no tienen detalles o desconocen, o si los recursos que son importantes para los animales no están estudiados tan profundamente como los datos de telemetría. Hebblewhite y Haydon (2010) proponen usar el tiempo ahorrado en hacer triangulaciones en obtener una mejor resolución del hábitat y los recursos importantes para los animales estudiados, diciendo que “los ecólogos deberían estudiar las variaciones temporales en la disponibilidad de recursos en la misma escala de tiempo que los movimientos de los animales”.

Selección de Hábitat

El concepto de “hábitat” está basado en la noción clásica del nicho ecológico, donde los animales seleccionan los recursos y condiciones que incrementan la idoneidad (Hall et al. 1997, Morrison 2001, Sinclair et al. 2005, Mitchell y Hebblewhite 2012). El nicho es una propiedad de la

especie, incluyendo los componentes bióticos y abióticos, está relacionado con la idoneidad, e incluye escalas temporales y espaciales grandes. Varios estudios han descrito el uso de hábitat del jaguar, entre ellos: Crawshaw y Quigley (1991), Núñez et al. (2002), Cavalcanti (2008), y Conde et al. (2010). Estos estudios detallan *donde* viven los jaguares, pero conociendo *por que* los animales viven donde viven es que podemos entender mejor la ecología, proponer un manejo efectivo, y conservación a largo plazo (Gavin 1991). El mejor enfoque sobre el hábitat del jaguar relaciona explícitamente los recursos con la supervivencia y reproducción de los jaguares (Mitchell y Hebblewhite 2012).

Johnson (1980) propuso jerarquizar el proceso de selección en el cual en primer orden está el rango físico o geográfico de la especie. En segundo orden de selección está el área de acción de un individuo o grupo social (ej. un jaguar solo o una manada de lobos). En tercer orden está el uso de hábitat en el área de acción. En cuarto orden estaría la selección específica de alimentos en el sub-componente hábitat (ej. capibaras en bordes de ríos, o pecaríes en bosques de galería). Los límites de estos órdenes son menos importantes que reconocer que existe una escala jerárquica continua. Proctor et al. (2012) usaron análisis genéticos de 3.134 individuos y datos de telemetría de 792 individuos para estudiar la fragmentación de la población de osos pardos en 1'000.000 km² en el oeste de Canadá, norte de Estados Unidos y Alaska. Esto se aproxima a una escala de selección de primer orden. Los estudios que examinan las preferencias de hábitat estacionales de osos pardos y negros (Carter et al. 2010, Graham et al. 2010, Nielsen et al. 2010, Milakovic et al. 2012) o los cambios estacionales en las áreas de acción de jaguares (Cavalcanti and Gese 2009) pueden verse como una selección de tercer orden dentro de una perspectiva anual o de por vida y como de segundo orden desde una perspectiva estacional. Zeller et al. (2014) propusieron el uso de escalas continuas cuando se examina la selección de hábitat, y usaron datos de 8 pumas con collar y un gradiente para diferenciar el hábitat seleccionado durante sus desplazamientos versus el uso de recursos cuando no se movían mucho.

Los caminos pueden ser un componente del hábitat del jaguar y pueden ser caracterizados por el año que fueron construidos, el tipo de camino (ancho del camino y ancho de los bordes) y volumen de tráfico (Graham et al. 2010). Donde los factores antrópicos son importantes, la densidad poblacional, tipo de caminos, y distancia a los caminos y/o comunidades deben ser incluidos en los modelos de selección de hábitat.

Diseño de Muestreo

Casi todos los estudios sobre selección de hábitat siguen uno o dos protocolos de muestreo: 1) comparar recursos usados versus recursos no usados, o 2) comparar recursos usados versus disponibilidad de recursos (Manley et al. 2002). Los diseños de recursos usados-no usados (presencia-ausencia) son posiblemente los más prácticos para estudios de selección de hábitat. La regresión logística es una herramienta estadística de comparación común, debido a que una variable de respuesta binaria representa los recursos usados o no usados (Hosmer y Lemeshow 2000). Los datos relevantes a las investigaciones sobre selección de hábitat por jaguares que usan

este diseño incluyen trampas cámara (animales son fotografiados o no fotografiados) o trampeo de marca-recaptura a través de muestreos fotográficos o de ADN. Usando muestreos aéreos de huellas en la nieve para estudios de ocupación a gran escala (3.851 hexágonos con unidades de muestreo de 100 km²) en el norte de Ontario, Bowman et al. (2010) encontraron que la ocupación de los lobos era mayor en unidades de muestreo con ocupación alta de caribú (*Rangifer tarandus*) y alce (*Alces americanus*). De manera similar, la ocupación de presas puede interactuar con otras características ambientales para influir en la distribución del jaguar. Sunarto et al. (2012, 2013) hicieron recomendaciones con datos colectados con trampas cámara para caracterizar los micro-sitios. Presentamos estas recomendaciones en el [Anexo 6](#). Los detalles sobre las covariables del modelado ambiental se presentan en la subsección Covariables de [Presencia-Ausencia y Ocupación](#) y [Abundancia y Densidad](#).

Los diseños de uso-disponibilidad están entre los métodos más comúnmente usados para el análisis de selección de hábitat (Mitchell y Hebblewhite 2012). El diseño solo incluye información sobre dónde los animales usaron los hábitats (Pearce y Boyce 2006). Los datos de telemetría son los más comunes para los diseños de uso-disponibilidad. El muestreo de ADN ha sido utilizado para la selección de uso-disponibilidad de recursos (Vynne et al. 2011), pero las ubicaciones de las heces pueden tener sesgos como para ser usadas como indicador de los sitios importantes para carnívoros; pueden ser más útiles en un proyecto de presencia – ausencia. Muchas ubicaciones de animales radio rastreados identifican las áreas utilizadas, y un censo de recursos en el área de acción del animal identifica la disponibilidad de recursos (Manley et al. 2002).

Disponibilidad de Datos

Las inferencias sobre la selección de hábitat con un diseño de uso–disponibilidad van a depender de cómo se defina la disponibilidad (Beyer et al. 2010, Mitchell y Hebblewhite 2012). No existen medios para calcular objetivamente la disponibilidad, sin embargo, hay recomendaciones en la literatura sobre la selección de hábitat.

El concepto de disponibilidad depende de la escala espacial a la que se estudia la selección. Para conocer cómo y por qué los jaguares usan ciertas zonas es fundamental mapear la disponibilidad a una escala relevante a los jaguares. Muchos estudios han muestreado la disponibilidad de recursos con una serie de ubicaciones aleatorias en el área del animal (ej. selección de tercer orden; Johnson 1980). El supuesto de que los animales pueden desplazarse en cualquier parte de su área de acción y en cualquier momento entre ubicaciones sucesivas no parece funcionar en todas las circunstancias. Los movimientos y la selección del hábitat están intrínsecamente vinculados. Compton et al. (2002) definieron disponibilidad como el área que cada individuo podría haber llegado desde cada ubicación en función del su historial de desplazamiento. Las ubicaciones usadas y disponibles fueron comparadas usando un modelo logístico condicional (Hosmer y Lemeshow 2000). Aunque Compton et al. (2002) estudió Tortugas (*Glyptemys insculpta*), la técnica se puede aplicar en jaguares.

Covariables

Muchos estudios sobre el hábitat de los carnívoros describen el hábitat simplemente como los lugares o las condiciones donde los animales viven (Mitchell y Hebblewhite 2012). Este enfoque descriptivo relaciona la ocurrencia, uso o selección de los carnívoros con las comunidades vegetales, modelos digitales de elevación, variables de sensores remotos y otros tipos de variables espaciales fácilmente obtenidas con un sistema SIG. Estas variables se usan como sustitutas para medir los recursos, tales como tipos de alimentos que contribuyen directamente a la idoneidad biológica. El supuesto de que las variables que reflejan comunidades vegetales son sustitutos de la disponibilidad de forraje para los omnívoros o de presas para los carnívoros es a menudo injustificado y pocas veces probado (Mitchell y Hebblewhite 2012). La incapacidad de estos modelos de hábitat de explicar el comportamiento de los carnívoros es un argumento en contra para considerar explícitamente la disponibilidad de presas.

Relacionar la abundancia de presas con la distribución de los tipos de vegetación y las características físicas permite entender porqué los felinos usan tal o cual tipo de sitio (Karanth y Sunquist 1992, Karanth 1993, Polisar et al. 2003, Scognamillo et al. 2003, Karanth et al. 2004, Azevedo y Murray 2007a, Hojnowski et al. 2012). Sugerimos que las definiciones de hábitat para jaguares incluyan abundancia y distribución de presas. Debido a que la estimación rigurosa de abundancia de presas y biomasa es un trabajo pesado, es muy importante definir la escala de muestreo para cuantificar la biomasa de presas y relacionarlas a las características del hábitat y los factores antropogénicos. Los métodos para estimaciones de densidad de presas basados en datos de ocupación obtenidos con signos son presentados por Gopaldaswamy et al. (2012a). Las consideraciones para el muestreo y análisis de los estudios basados en observaciones directas se presentan en Buckland et al. (2001, 2008). Características físicas, tales como proximidad a caminos públicos o asentamientos humanos, ayudan a predecir la supervivencia de los jaguares y por ello deben ser incluidos cuando se define el hábitat del jaguar.

Análisis de Datos

Las funciones para selección de recursos (RSFs) han ganado importancia en los estudios de selección de hábitat (Boyce y McDonald 1999, Manley et al. 2002). Manley et al. (2002) definió RSFs como cualquier función que es proporcional a la probabilidad de uso de un animal. Las RSFs son usadas comúnmente para correr modelos estadísticos a posteriori con el fin de describir el hábitat, pero también se prestan para las pruebas de hipótesis. Las hipótesis sobre la importancia relativa de las características específicas del hábitat y las combinaciones de esas características pueden probarse evaluando la competencia de los modelos multivariados RSF usando AIC (Burnham y Anderson 2002).

Sin embargo, Mitchell y Hebblewhite (2012) mencionan:

...la falta de criterio en el uso de sustitutos, sobre todo dado el rápido incremento de datos SIG sobre cobertura del suelo, la capacidad de las computaras, y el uso de

sofisticadas técnicas analíticas, ha producido una gran cantidad de estudios cuya definición de hábitat parece ser “tirar un montón de variables ambientales a la tolva estadística y ver qué sale”

Mitchell y Hebblewhite (2012) recomendaron probar *a priori* las hipótesis vinculadas a los parámetros de idoneidad que dan las inferencias más poderosas sobre las relaciones causa-efecto sobre la selección del hábitat.

Se necesita de una validación cruzada, tanto de datos internos como externos, para probar la precisión predictiva y la utilidad del modelo de hábitat (Roloff et al. 2001, Boyce et al. 2002, Johnson y Gillingham 2005, Johnson et al. 2006). La validación cruzada también proporciona información sobre cuán sólido es el modelo de hábitat en cuanto aspectos del diseño de estudio, tales como autocorrelación, dependencia, multicolinealidad, y tamaño de muestra (Manley et al. 2002, Johnson y Gillingham 2005). La validación cruzada interna usa datos para generar el modelo que prueba diferentes “versiones” del modelo en un procedimiento de k-veces.

Brevemente, un investigador divide los datos en k-partes y realiza una validación cruzada de la capacidad predictiva entre la frecuencia de uso observada y la frecuencia de uso esperada entre las partes de datos. Una alternativa mejor para la validación cruzada interna es la validación externa, en la que se usa una comparación de modelos predictivos para datos independientes (colectados en años y zonas diferentes) para probar la precisión y exactitud del modelo.

Ejemplos

A fin de aclarar el tema de selección de hábitat de segundo orden, en un área de 4.900 km² en Carolina del Norte, Dellinger et al. (2013) usaron el método adaptado del convexo-hull más cercano para estimar al 95% las áreas de acción de lobos rojos (*Canis rufus*) con radiocollares Lotek GPS 4400S. Usando curvas de rarefacción los autores determinaron que las estimaciones de área de acción se estabilizaron si el tamaño aumentaba <5% cada semana adicional de datos durante al menos doce semanas. Los autores usaron RSFs que asume que la selección de hábitat fue determinada comparando puntos conocidos (ubicaciones de GPS) con ubicaciones aleatorias del paisaje. El número de ubicaciones seleccionadas al azar equivalía al número de ubicaciones usadas. Todas las ubicaciones usadas o disponibles fueron combinadas entre individuos (conceptualmente una manada de lobos equivale a un jaguar). Los autores categorizaron seis tipos de cobertura vegetal, tres naturales y tres hábitats antrópicos, así como interacciones biológicas (tipo de cobertura vegetal por distancia a caminos, tipo de cobertura por densidad humana, y distancia a caminos por densidad humana). Una de las conclusiones de esta selección de hábitat de segundo orden es que, en ausencia de una alta densidad humana (amenazas) los lobos seleccionaron hábitats con alteraciones antrópicas, tales como campos agrícolas y zonas madereras de regeneración, que eran potencialmente ricos en presas como el venado cola blanca. También se tomó en cuenta la escasez de caminos de tierra en el área de estudio. Sin embargo, donde la densidad humana y por ende, las amenazas aumentaban, el uso de hábitats naturales, incluyendo bosques maduros, también se incrementaba.

En un esfuerzo por entender los impactos de las carreteras sobre los lobos grises (*Canis lupus*) en un área de Quebec, Canada, Lesmerises et al. (2013) siguieron a 22 lobos, que pertenecían a tres manadas, a lo largo de tres carreteras usando collares GPS (Lotek 3300SW and Telonics GPS-4580) que registraban una localización cada cuatro horas durante todo el año. Para estudiar la disponibilidad de hábitat, mapas a una escala de 1:20.000 fueron clasificados en diez tipos de bosque. Se usó RSFs para estimar la probabilidad relativa de usar cada característica del hábitat. Las áreas de acción se calcularon con el polígono mínimo convexo (MCP) al 95% y para cada lobo se distribuyeron tanto puntos al azar como ubicaciones GPS en el MCP para obtener una estimación de la disponibilidad del hábitat y determinar la categoría de hábitat donde la ubicación de GPS y el punto al azar se encontraba. La distancia a la carretera asfaltada más cercana fue calculada para ambos puntos con un límite de 5 km. Con el RSF se estudió la interacción entre la distancia más corta a un camino asfaltado con el estado del camino en ese punto más cercano. Los modelos de efectos mixtos se usaron con el estado del camino con una tasa cruzada como variable dependiente y el estado del camino, período del año, hora del día y sus interacciones, como los efectos mixtos. Las respuestas de los lobos estaban relacionadas al nivel de actividad humana, pero la tasa cruzada también disminuyó cuando el tamaño del camino aumentaba. Los lobos aún cruzaban carreteras amplias, pero en menor medida, y solían usar zonas boscosas como refugio, cruzando los caminos de noche.

En un área de estudio muy remota, relativamente natural de 7,400 km² en el norte de la Columbia Británica, Milakovic et al. (2011) monitorearon 26 lobos de cinco manadas usando collares GPS (Simplex-Televilt). Las ubicaciones con GPS fueron comparadas con ubicaciones seleccionadas al azar con MPC al 95% para cada manada de lobos (equivalente a un jaguar individual) durante cinco estaciones basándose en criterios biológicos para los lobos. Los valores de hábitat estaban basados en las características biofísicas disponibles (cobertura del suelo, elevaciones y aspecto) que fueron reducidas a 10 tipos de cobertura y 4 categorías de aspecto, así como un índice categórico de fragmentación. Paralelamente, se colectaron datos GPS de alce, ciervo europeo (*Cervus elaphus*), carnero (*Ovis dalli stonei*), y caribou, y se corrieron modelos de regresión logística para estas especies donde se incorporaron las ubicaciones, tipo de cobertura de suelo, elevación, aspecto, fragmentación, biomasa y calidad vegetal y un índice de riesgo de predación. Se incorporó la selección de presas a los modelos de lobos, compitiendo con aquellos basados solo en parámetros físicos, corriendo los modelos de selección de lobos para cada tipo de presa separadamente y luego las cuatro presas juntas. A nivel global, los lobos seleccionaron los hábitats de matorral y los altamente fragmentados en todas las temporadas, aunque cada manada mostró características individuales de selección de hábitat. Los lobos no seleccionaron la misma área que las cuatro especies presa (estas últimas seleccionaron áreas para evitar los riesgos de predación), pero pueden haber seleccionado rutas de desplazamiento de manera oportunista que maximicen los encuentros con diversas presas.

En el mismo estudio, Milakovic et al. (2012) usaron datos de 27 osos pardos con radio collares (Simplex, Televilt), usando RSFs (Manley et al. 2002) para modelar la selección de hábitat. Los

autores determinaron la disponibilidad del hábitat en las áreas de acción estimadas con MCP al 95%, e identificaron tres estaciones basados en la fenología, reuniendo los datos de cada estación de cada oso en el transcurso de los años, usando 50 puntos como un mínimo para cumplir con el tamaño de muestra y ayudar la diferenciación del modelo. La cobertura vegetal y las variables topográficas estaban a una resolución de 25 m, e incluían 10 tipos de cobertura de suelo y tres categorías de fragmentación. Los análisis incluyeron la selección de modelos desarrollados para los ungulados presa en modelos de selección de estaciones para todos los osos y para cada oso individualmente. Entre las estaciones, los osos pardos como grupo, evitaron las zonas de coníferas y áreas poco fragmentadas y seleccionaron zonas de vegetación quemada y áreas altamente fragmentadas, interpretándose esto como que estas áreas proporcionan forraje de alta calidad y encuentros potenciales con ungulados presa.

Los jaguares, contrariamente a los lobos, son solitarios y cazan al acecho en vez de persiguiendo a la presa y a diferencia de los osos, no están vinculados a la fenología de las plantas debido a una dieta omnívora. Sin embargo, los mamíferos presa que son parte de su dieta dependen de patrones fenológicos. Los estudios antes citados demuestran que la selección puede ser positiva para hábitats donde los riesgos de ser cazado por la gente son menores. Nielsen et al. (2010) recomendaron poner más atención en los recursos alimenticios que afectan la regulación de las poblaciones. Sus recomendaciones se basaron en 42.853 ubicaciones con telemetría GPS de 44 osos pardos usados para estimar modelos de calidad de hábitat que fueron desarrollados en 642 tipos de cobertura de suelo con parcelas de campo para estimar la calidad de las plantas que sirven de alimento, 51 ubicaciones de ungulados cazados, 1.032 visitas al campo para ajustar ubicaciones GPS, y complementado con datos de estudios con trampas de pelos.

Conde et al. (2010) obtuvieron 5,246 ubicaciones GPS de tres hembras adultas y tres machos adultos de jaguar en la Selva Maya de México justo al norte de Guatemala, y filtraron los puntos a intervalos de 72 horas para reducir la autocorrelación, resultando en 218 ubicaciones independientes para las hembras y 226 ubicaciones independientes para los machos. Se seleccionó una muestra aleatoria de 10.000 pseudo-ausencias del área de acción de cada individuo. Las variables de hábitat usadas en modelos lineales generalizados incluyeron aquellas obtenidas de datos geo-espaciales (cinco tipos generales de cobertura de suelo) y del sexo de los animales estudiados. No se tomó en cuenta la distancia a centros poblados ni la densidad humana debido a la fuerte correlación con la proximidad a caminos. El modelo que incluía interacciones entre géneros y distancia a caminos y entre géneros y cobertura vegetal tuvo el valor AIC más bajo, los mejores modelos incluyeron interacciones entre género y cobertura de suelo y el modelo que excluyó el género tuvo un pobre desempeño. Todos los jaguares, tanto machos como hembras, mostraron una preferencia por el bosque alto (que en la Selva Maya tiene una mayor diversidad de árboles madereros y menos inundaciones estacionales que los bosques bajos). Las hembras evitaron dos tipos de vegetación alterada: zonas ganaderas y vegetación secundaria. Los machos mostraron una tendencia a usar tierras agrícolas y zonas ganaderas en proporción a su disponibilidad. La probabilidad de ocurrencia de las hembras se incrementaba lejos de los

caminos, mientras que éstos tenían un efecto casi nulo en la ocurrencia de machos. Para estimar la capacidad predictiva del modelo, los autores usaron 149 ubicaciones de telemetría de cinco jaguares no incluidos en el desarrollo del modelo. La validación cruzada mostró una discriminación razonable por parte del modelo seleccionado, con resultados que indican que los valores observados y esperados concuerdan sustancialmente, y que el porcentaje de puntos correctamente ubicados está entre 85,5 y 96,4; confirmando las diferencias intra-específicas sobre la selección de hábitat.

Kertson et al. (2011) usaron datos de collares GPS y VHF con 27 pumas en un área de estudio de 3.500 km² en el oeste de Washington en Estados Unidos para evaluar el uso del espacio y los movimientos en un ecotono urbano-silvestre. En una función de uso de recursos (RUF) el uso es una variable continua representada por una distribución del uso que está relacionada a las características del paisaje. Esto identifica al individuo mientras la unidad experimental mide un uso continuo en vez de discreto y reporta la intensidad variable de uso. Las características del paisaje usadas en modelos donde se realizaron hipótesis sobre la presencia de presas y cobertura, y las medidas de cambios antrópicos del suelo. Sin embargo, las medidas directas de las presas o la cobertura boscosa no fueron parte de las seis variables usadas. La importancia relativa de las características del paisaje difirieron entre todos los pumas y entre años; ningún puma usó el paisaje de la misma forma. A pesar de la variación significativa en el uso de recursos a nivel individual, cuando se realizaron validaciones cruzadas, el método RUF predijo con precisión las interacciones entre pumas y humanos. Las conclusiones a nivel poblacional concordaban con el conocimiento de los autores sobre la historia natural de los pumas, pero especularon que la gran variabilidad entre los individuos puede haber sido resultado de que algunas características del paisaje son sustitutos pobres, y sugirieron que un modelo ideal sobre el uso del espacio por parte de los pumas debería incluir datos precisos sobre disponibilidad de presas y cobertura.

En un área de estudio de 4.089 km² en las Montañas de Santa Monica, California, Zeller et al. (2014) usaron datos de ocho pumas con collares GPS (Lotek 4400) programados para grabar la ubicación cada 5 minutos. Los autores usaron distancias máximas de desplazamiento entre estos puntos para determinar el estado del comportamiento y examinar las potenciales diferencias entre el uso de recursos y las ubicaciones y así, las diferencias sobre selección de hábitat.

Wells et al. (2014) usaron collares GPS (collar GPS plus v6 Vetric-Aerospace) en cabras blancas (*Oreamnas americanus*) que tenían acelerómetros que registraban cada cinco minutos datos de GPS basados en los movimientos en ejes X e Y para identificar comportamientos de interés. Este sorprendente sistema fue usado en conjunto con Modelos Sinópticos de Puentes Brownianos (BBSM) para delinear y evaluar las acciones de conservación de las montañas y planificar las medidas de manejo. La técnica BBSM usa la naturaleza serial de los datos de telemetría para establecer independencia, más que aplicar límites arbitrarios. En cada paso en una ruta de desplazamiento, el BBSM define una distribución de disponibilidades. Las probabilidades de esta disponibilidad son mayores en la dirección de movimientos persistentes. Esto reduce el error de parear puntos aleatorios con puntos de uso cuando de hecho los datos de

telemetría indican un desplazamiento persistente en una dirección. El BBSM es un método que une las herramientas analíticas de RSFs y que puede ayudar a los investigadores a usar efectivamente las ubicaciones de collares GPS para obtener detalles sobre la selección de hábitat a nivel individual y poblacional.

Conclusión

Las preguntas *a priori* son fundamentales en el diseño de estudios sobre selección de hábitat y para determinar la escala de los mapas y el muestreo que se debe realizar para responder a esas preguntas. Los jaguares usan áreas grandes, pero pueden concentrar sus actividades en partes específicas de áreas de acción gigantes. ¿Cuáles son las características e importancia de esas áreas? ¿El uso del espacio por un jaguar se relaciona con los patrones de la distribución y abundancia de las presas? ¿Qué factores ambientales influyen en los patrones espaciales de productividad secundaria? Los riesgos y la alta mortalidad también pueden resultar en aparentes patrones de selección de hábitat. ¿Qué características físicas son las más relevantes para la supervivencia y el reclutamiento? Estas preguntas ayudarán a definir los parámetros biológicos y físicos a ser tomados en cuenta cuando se examine la selección de hábitat. Desarrollar una hipótesis *a priori* ayudará a aclarar que datos de apoyo se necesitan.

Una buena elección de las covariables ambientales en los modelos de ocupación proporcionará datos sobre los parámetros importantes para afrontar las amenazas a las poblaciones de jaguares y facilitar la expansión de su distribución. Colectar datos ambientales en cada estación durante un trapeo con cámaras puede identificar las características del hábitat asociadas a altas tasas de captura. Sin embargo, los estudios con trampas cámara de cualquier tipo tienen el limitante que muestrean puntos específicos donde pasan los animales, en lugar de seguir sus movimientos. Los estudios intensivos de telemetría proporcionan los mejores datos sobre desplazamiento, y con los collares GPS se obtienen ubicaciones abundantes y precisas para estudios de selección de hábitat de alta definición.

Zeller et al. (2014) notaron que los animales usualmente seleccionan hábitats y recursos a lo largo de una escala continua y que esa selección puede cambiar dependiendo del comportamiento. La selección aleatoria de puntos disponibles empleados para los análisis RSFs puede satisfacer preguntas sobre selecciones de tercer orden. Los RUFs y BBSM pueden ubicar patrones de selección de cada individuo, empleando la selección direccional en un área de acción que, con toda probabilidad, tiene relaciones lineales en los gradientes de intensidad de uso. Los avances tecnológicos han aumentado nuestra capacidad para estudiar el uso de hábitat por parte de los jaguares a escalas múltiples, aún, en grandes extensiones de hábitat protegido y en las que hay escasa aplicación de las leyes de protección ambiental. A gran escala, las acciones de conservación efectivas requerirán de una gran cantidad de recursos y de esfuerzos que sean dirigidos a múltiples niveles sociales y administrativos necesarios para lograr avances en el campo. La continuidad en la colecta de información sobre selección de hábitat se va a conseguir con: 1) investigaciones sobre covariables ambientales de ocupación, 2) estudios de covariables

de CRC, y/o 3) estudios de selección de hábitat con telemetría de alta resolución basada en RSF, RUF y BBSM.

COLECTA Y ALMACENAMIENTO DE DATOS

Colecta y exportación

Los jaguares pueden detectarse usando una gran variedad de técnicas, tales como aquellas descritas en este documento. Cada técnica genera clases y formatos de datos diferentes, que pueden variar dependiendo del programa utilizado para procesarlos. Estos datos pueden ser usados en análisis específicos, como:

- Monitoreo con trampas cámara;
- Telemetría convencional o GPS;
- Detección de heces con perros;
- Muestreos en transectos;
- Registros de especímenes, ya sean históricos o de museo;
- Reportes de pobladores locales o aficionados.

Como principio general, es recomendable y útil coleccionar y mantener estos datos crudos usando los métodos comúnmente asociados con cada técnica, en lugar de meterlos de inmediato en una base única para todos. Por ejemplo, los datos de trampas cámara se ordenan con la ayuda de un programa que viene con cada trampa cámara (ej. BuckView con las cámaras Reconyx: <http://images.reconyx.com/file/BuckViewUserGuide.pdf>) o aplicaciones de fuentes libres como OpenDeskTEAM (una filial de <http://www.teamnetwork.org/help-deskteam>) y CameraBase (<http://www.atrium-biodiversity.org/tools/camerabase/>). Otras técnicas emplean hojas de cálculo en formatos fáciles de usar para los investigadores.

Cada técnica debería usar el método y formato más eficiente, *siempre que sea capaz de ser fácilmente exportado y convertido*. Lo ideal es coleccionar y manejar datos para un estudio particular de la manera más fácil y económica posible, y luego con la misma facilidad poder exportarlos a un formato capaz de ser comparado o integrado a otras bases de datos.

Una consideración importante es respaldar los datos crudos (fotos) antes de ser analizados, y que las fotos analizadas luego se respalden para ser almacenadas a largo plazo.

Convertir los datos a un formato común y estándar es importante para cualquier análisis sofisticado que implique el procesamiento de datos usando diferentes técnicas en grandes áreas y en períodos largos. Estimar las poblaciones de jaguares en las Áreas Núcleo y Secundarias de la NRU basándose en densidades correlacionadas al hábitat depende de la capacidad de establecer

una serie de observaciones puntuales para correlacionarlas con varios tipos de variables de hábitat.

Estandarización

Wildlife Conservation Society, con financiamiento y colaboración del USFWS, ha creado una base de datos digital para observaciones de jaguar, disponible en <http://jaguardata.info/>, como un repositorio para todos los registros de jaguar colectados usando cualquier técnica ([Figura 10](#)). La base de datos:

- Mantiene una versión centralizada de datos estandarizada, con información geográfica integrada, proveyendo a todo el público de mapas y datos que se pueden bajar y que son actualizados y se pueden citar en publicaciones;
- Provee un acceso rápido y fácil a una serie de observaciones que se ajustan a cualquier criterio que sea importante para los usuarios;
- Permite que múltiples editores accedan a aumentar, editar o borrar datos y monitoreen los cambios realizados, usando un sistema seguro;
- Usa un estructura de registro de eventos (Sanderson y Fisher, 2011) que guarda *todos* los registros de una detección dada de jaguar, no solo los registros considerados acreditados;
- Es capaz de incorporar registros con todas las especificaciones geográficas: coordenadas, polígonos para detecciones atribuibles a un área pero que no son puntos específicos, y aún los que no tienen datos geográficos.

Introducción de datos y Edición

Edición Manual

Para un fácil acceso de cualquier persona, una plataforma accesible vía web para ordenar y clasificar los datos colectados, tiene gran ventaja. La base de datos tiene un sistema de cuentas de usuarios que le permite al administrador crear, editar los derechos de acceso y borrar cuentas que sean utilizadas por los editores designados. Los editores pueden agregar, editar y borrar registros (ej. observaciones o detecciones), los registros que dan evidencia a los eventos, información bibliográfica para esos registros (usando el programa Zotero para citas bibliográficas: https://www.zotero.org/groups/jaguars_in_the_southwest/items), y la información geográfica y atributos de los registros. Ver [Figura 11-Figura 15](#) con fotos de las pantallas de cómo funcionan estas aplicaciones.

Ingreso de datos Automático

Cuando se tienen pocos datos, como los registros históricos, reportes de la gente local, y estudios que tienen pocos registros, la interfase de observaciones existente funciona bien. Para ingresar

bases de datos más grandes, se necesita agregar herramientas a la interfaz administrativa de la base de datos que permite al editor:

1. *Subir y procesar tablas de datos simples.* Se está desarrollando una plantilla estándar para tablas en formato .csv o .xlsx, provisionalmente con las columnas detalladas en la [Figura 9](#). A fin de ingresar los datos, éstos deben ser convertidos a un formato estándar, ya sea manipulándolos en la hoja de cálculo o a través de una operación de exportación desde el programa que fueron colectados (ej. CameraBase, OpenDeskTEAM). Los valores de: identity_type, lifestage_type, y sex_type serán exportados de las tablas que reflejan los últimos tipos de la base de datos central.
2. *Especificar los límites espaciales y temporales.* Las grandes bases de datos colectadas a través de técnicas modernas como las trampas cámara a menudo tienen muchos datos crudos que representan una sola observación. Muchas fotografías pudieron ser tomadas por una sola cámara, por ejemplo, y el investigador quiere considerarlas como una sola observación; de forma similar, se pueden coleccionar muchos puntos de collares GPS de un jaguar del mismo punto geográfico. La interfaz proporciona una forma de juntar los registros en un evento de observación de acuerdo a un límite temporal (ej. registros de trampas cámaras obtenidos en un lapso menor a una hora) y/o límite espacial (ej. registros de radio collares con más de 3 km de distancia).
3. *Ajuntar datos crudos.* La interfaz permite al editor subir o vincular los datos crudos que sirvieron como base para una serie de observaciones, para guardar en una ubicación central una copia de los datos originales que fueron convertidos o exportados para ingresarlos en la base de datos estandarizada. Por ejemplo, un editor querría adjuntar datos MySQL exportados desde OpenDeskTEAM para un muestreo de trampas cámaras de una temporada.

RECOMENDACIONES Y DIRECTRICES PARA LA UNIDAD DE RECUPERACIÓN DEL NOROESTE

Debido a que los jaguares ocupan algo más que el 50% de su distribución histórica, aparentemente están seguros. La adaptabilidad de la especie a matorrales semi áridos, bosques húmedos y zonas inundadas con islas de bosque le da cierto grado de seguridad. Algunas unidades de conservación de jaguares son muy grandes y tienen cientos de jaguares, algunas incluso miles de jaguares. Sin embargo, la fragilidad de la situación del jaguar se vuelve más evidente cada vez que la escasa protección que se le da a especie debido a la falta de acceso y baja densidad de población humana convierten rápidamente las unidades de conservación en potreros y las áreas silvestres se transforman en pueblos. En el límite entre las poblaciones humanas y de jaguares, las tasas de mortalidad pueden ser impresionantes. En un mosaico de zonas bien protegidas y áreas que experimentan alta presión humana, se necesita aplicar medidas comunes. ¿Cuál es la situación del jaguar en toda la zona? ¿Están aumentando, disminuyendo o permanecen estables?

Evaluar el estado de jaguares que ocupan áreas fuente gigantescas de 10.000 – 100.000 km² precisa de diseños de estudios económicos. Como resultado, el protocolo de monitoreo que presentamos para el extremo norte de la distribución del jaguar está diseñado para afrontar esta serie de situaciones. Aunque está diseñado para la NRU México – EEUU, el protocolo combina la experiencia de investigadores que han trabajado con jaguares en Guatemala, Belice, Honduras, Nicaragua, Costa Rica, Panamá, Venezuela, Ecuador, Bolivia, Paraguay, Argentina y Brasil. Este esfuerzo es una guía versátil para evaluar los jaguares en la NRU y otras zonas.

La principal recomendación para áreas extremadamente grandes como la NRU es monitorear la ocupación. Los estudios de ocupación pueden usarse para evaluar la distribución espacial o estimar la proporción de un área ocupada por jaguares y sus presas. Esta herramienta presenta un sistema de evaluación económica sobre ocupación de jaguares a través de paisajes grandes y tendencias en el tiempo y el espacio. Presenta estimaciones indirectas de la abundancia del jaguar y opciones para probar, en el campo, la influencia de las covariables de importancia biológica y de manejo (tales como tipos de vegetación, altitud, topografía, abundancia de presas, abundancia de ganado e influencias humanas [proximidad a caminos o poblados]). Con un muestreo de ocupación, comenzaremos a entender exactamente dónde están los jaguares y por qué están ahí, mientras se establece una base para el monitoreo a largo plazo.

En la sección [Presencia-Ausencia y Ocupación](#) puede encontrar una guía para los muestreos y análisis de ocupación. Recomendamos muestrear unidades de 500 km², basados en las áreas de acción de machos en la NRU para reducir la auto-correlación y estimar la ocupación de una manera biológicamente significativa. Recomendamos evaluar el 50% del área de interés para asegurarse que se están colectando datos adecuados para modelar la ocupación de manera confiable. Sin embargo, esto se puede reducir a un 30% en subsecuentes muestreos basados en la

experiencia y los objetivos. Para realizar esto se requerirán estudios piloto para evaluar y refinar los métodos. La evaluación de la ocupación puede realizarse ya sea con trampas cámara o a través de signos. Basados en nuestro conocimiento de la NRU recomendamos las trampas cámara. En otras partes, con estudios basados en signos se pueden obtener resultados más rápido y eficientemente. En este protocolo presentamos una guía para ambos métodos.

Limitando los muestreos a la época seca, se reduce potencialmente la variación debido a los movimientos estacionales de los jaguares. También se reducen los desperfectos de las trampas cámara debido a la humedad. Los muestreos de signos se benefician de los sustratos húmedos, y por ello funcionan mejor en la temporada de lluvias. De cualquier forma, limitando los estudios a una sola temporada ayudará a estandarizar los estudios de ocupación. Los muestreos repetidos de ocupación de una sola temporada pueden ser evaluados usando un modelo multi estación para detectar tendencias, y/o se pueden combinar múltiples muestreos e incluir el efecto del tiempo en las predicciones de ocupación. Presentamos recomendaciones sobre la duración del estudio, la ubicación de las trampas cámara, los datos a coleccionar en cada estación, el procesamiento y almacenamiento de datos, análisis, costos y como realizar un análisis de poder en los estudios piloto sugeridos. Se recomienda realizar muestreos de ocupación a gran escala para evaluar el estado de los jaguares en un amplio rango.

Si bien con la ocupación se pueden evaluar las tendencias en el tiempo, nuestro conocimiento del estado de conservación del jaguar en la NRU y en otras áreas importantes, mejorará cuando los resultados de los estudios de ocupación se complementen con el conocimiento de los parámetros de población que requieren una identificación individual. Podemos llegar a esto seleccionando áreas de estudio a largo plazo en la mayor matriz de conservación.

Los muestreos de ocupación más grandes proporcionan orientación precisa de dónde llevar a cabo los monitoreos de tendencia a largo plazo sobre la abundancia, que nos dicen si las poblaciones están creciendo, disminuyendo o estables. En estas áreas focales, las tendencias sobre la densidad de jaguares pueden medirse rigurosamente con métodos de CR fotográficos o genéticos, siguiendo la guía que se presenta en la sección [Abundancia y Densidad](#). Cuando se usan trampas cámara para las estimaciones de densidad, recomendamos específicamente usar muchas unidades, ampliar la distancia entre las estaciones y muestrear áreas grandes. Para la NRU recomendamos un mínimo de 60 estaciones de trampas cámara, espaciadas aproximadamente 4 km una de otra, para muestrear unos 960 km². Nuestras recomendaciones incluyen procedimientos para la colecta de datos en cada estación para examinar las covariables, almacenamiento de datos y análisis. Los datos deben analizarse usando modelos de captura-recaptura espacialmente explícitos (SECR), pero también recomendamos el uso de modelos convencionales para evaluar las tendencias. Los muestreos repetidos que no son espacialmente explícitos evalúan una población cerrada en una sola estación, y en varios años, darán estimaciones de la abundancia a través del tiempo, supervivencia anual, y tasa de reclutamiento. Los métodos para evaluar las tendencias usando los modelos SECR deben ser probados. Los muestreos a través de varios años de heces para estudios genéticos de CR son una alternativa y/o

método complementario de captura-recaptura. Recomendamos usar perros entrenados para un muestreo eficiente en áreas grandes de la NRU, y proporcionamos una guía de cómo muestrear áreas grandes para que todas las hembras residentes tengan una probabilidad similar de ser registradas con las heces. Estas recomendaciones de cómo realizar un estudio genético de CR son aplicables en todas las zonas donde hay jaguares.

Los métodos de [Genética Poblacional](#) son herramientas poderosas para estudiar detalles sobre movimientos, parentesco y estado de las poblaciones. Se pueden obtener más datos para los muestreos de ocupación usando perros entrenados, que buscan dónde están las heces de jaguares. Recomendamos usar el gen mtDNA cytochromo b por su versatilidad; puede ser usado para diferenciar jaguares de pumas e identificar otros carnívoros.

Los muestreos de ocupación pueden ubicar las mejores áreas para estudios a largo plazo, pero esos sitios también deben elegirse por el potencial que tienen como áreas seguras para jaguares y su rol potencial como fuente de poblaciones. Los estudios detallados precisan de áreas de muestreo seguras, donde los animales pueden ser estudiados por años.

En estas áreas focales, los estudios de telemetría, genéticos y de trampas cámara pueden determinar [Parámetros Demográficos y Ecología Espacial](#). Necesitamos saber más sobre los movimientos de los jaguares en paisajes complejos, y es necesario estudiar las características de su dispersión y desplazamientos. La disminución y aumento de la población se puede monitorear usando trampas cámara y/o telemetría. Sin embargo, para cada método, solo un proyecto a largo plazo proveerá suficientes datos como para obtener resultados significativos. Los estudios de supervivencia, en particular, requieren de abundantes datos durante muchos años.

La telemetría con GPS ha ayudado a entender mejor cómo los jaguares usan el espacio, pero los avances tecnológicos necesitan ir acompañados de hipótesis bien planteadas y datos auxiliares sobre los movimientos de los jaguares. Recomendamos usar estimadores de área de acción basados en la utilización del espacio y presentar opciones para definir el hábitat del jaguar. Cuando se diseñan estudios de [selección de hábitat](#), la evaluación de los recursos debe ser realizada en la misma escala espacio-temporal que los datos de radio collares, y usar una resolución similar para realizar los análisis.

Todas las técnicas descritas funcionan en conjunto para lograr entender la ecología de las poblaciones de jaguares, y dilucidar las amenazas, tendencias y los factores biológicos que determinan el estado de una población de jaguares e incrementan su conectividad con las áreas vecinas.

La conservación de los jaguares en la NRU y zonas cercanas se beneficiará con una mejor coordinación y almacenaje de los datos. Basados en la experiencia adquirida en la NRU y en otras áreas de estudio en todo el rango del jaguar, presentamos un sistema de [Almacenamiento de datos](#) que permitirá evaluaciones eficientes de estado del jaguar en todo el NRU, con el potencial de expandirse a otras áreas.

La conservación de los carnívoros se logra mitigando las amenazas. Como ejemplos, los factores que reducen la supervivencia de los lobos en la Rocosas del Norte son la mortalidad causada por la gente, pero esto puede relacionarse el porcentaje de las áreas de acción de los lobos que se encuentran en áreas agrícolas o ganadera versus áreas protegidas con presas naturales (Smith et al. 2010). La supervivencia de los osos pardos se explica mejor con el grado de desarrollo humano y densidad de caminos (Schwartz et al. 2010). Las áreas de acción de los tigres se enfocan en la localización de ungulados presa (Hojnowski et al. 2012). Los jaguares pueden vivir en áreas eminentemente ganaderas, pero solo si están combinadas con áreas grandes de hábitat con presas naturales (Polisar et al. 2003, Azevedo y Murray 2007a, b, Cavalcanti y Gese 2009, 2010, Hoogesteijn y Hoogesteijn 2011). Como las amplias zonas fuente de jaguares se están volviendo cada vez más aisladas, las amenazas directas e indirectas requieren de mecanismos de conservación concretos – ya sea incentivos o la aplicación de leyes o una combinación de éstos para que los corredores funcionen.

En el norte de México y Estados Unidos, los jaguares están en el límite de su distribución. El tiempo pasa y las presiones aumentan en todo el rango del jaguar (ej. extracción de hidrocarburos, caminos, avance de la frontera agrícola, expansión urbana y cacería directa de jaguares). ¿Cuál es la situación de los jaguares en todo su rango? ¿Están aumentando, disminuyendo o estables? Este protocolo presenta un método de muestreo económico para un área extremadamente grande (>200.000 km²) como ejemplo de lo que puede ser usado como una evaluación rigurosa de campo. Presenta una guía para estudios más detallados de los patrones demográficos y estudios que descubren cómo los jaguares se desplazan en el paisaje y escogen hábitats. Conocer la situación y dónde habita su animal de estudio es crítico. Comprender cómo los jaguares se las arreglan para vivir, sabiendo los parámetros ambientales que rigen su supervivencia y el incremento de las poblaciones, y proporcionar esos factores en abundancia es esencial para conservar efectivamente el jaguar.

Los humanos necesitamos grandes áreas silvestres con animales grandes que nos desafíen. Conservando esas formas de vida en su ambiente natural apoyamos nuestra propia supervivencia. Si logramos esto, probaremos que nos hemos ganado nuestro auto-impuesto nombre – sapiens – el sabio.

Estamos de acuerdo con esta afirmación de Logan y Sweanor (2001). Nuestra esperanza es que este documento sobre monitoreo llegue a plasmarse en el campo y le agregue leña al espíritu salvaje del jaguar para repoblar lugares donde el fuego de su presencia se ha extinguido.

LITERATURA CITADA

- Ames, J., y S. Wasu. 2011. Benson hunter speaks out after encounter with jaguar. Tucson News Now2 December 2011. Tucson, Arizona, USA.
- Andreasen, A. M., K. M. Stewart, W. S. Longland, J. P. Beckmann, y M. L. Forister. 2012. Identification of source-sink dynamics in mountain lions of the Great Basin. *Molecular Ecology* 21:5689–5701.
- Antón, M., y A. Turner. 1997. *The Big Cats and Their Fossil Relatives: An Illustrated Guide to Their Evolution and Natural History*. Columbia University Press, New York, New York, USA.
- Apps, C. D., B. N. McClellan, y J. G. Woods. 2006. Landscape partitioning and spatial inferences of competition between black and grizzly bears. *Ecography* 29:561–572.
- Arnason, A. N., C. J. Schwarz, y J. M. Gerrard. 1991. Estimating closed population size and number of marked animals from sighting data. *Journal of Wildlife Management* 55:716–730.
- Athreya, V., R. Navya, G. A. Punjabi, J. D. C. Linnell, M. Odden, K. S, y K. U. Karanth. 2014. Movement and activity pattern of a collared tigress in a human-dominated landscape in central India. *Tropical Conservation Science* 7:75–86.
- Atwood, T. C., J. K. Young, J. P. Beckmann, S. W. Breck, J. Fike, O. E. Rhodes, y K. D. Bristow. 2011. Modeling connectivity of black bears in a desert Sky Island Archipelago. *Biological Conservation* 144:2851–2862.
- Audubon, J. J., y J. Bachman. 1854. *The Quadrupeds of North America*. Volume III. V. G. Audubon, New York, New York, USA.
- Ausband, D., y A. Moehrensclager. 2009. Long-range juvenile dispersal and its implications for conservation of reintroduced swift fox *Vulpes velox* populations in the USA and Canada. *Oryx* 43:73–77.
- Azevedo, F. C. C., y D. L. Murray. 2007a. Spatial organization and food habits of jaguars (*Panthera onca*) in a flood plain forest. *Biological Conservation* 137:391–401.
- Azevedo, F. C. C., y D. L. Murray. 2007b. Evaluation of potential factors predisposing livestock to predation by jaguars. *Journal of Wildlife Management* 71:2379–2386.
- Bailey, L. L., J. E. Hines, J. D. Nichols, y D. I. MacKenzie. 2007. Sampling design trade-offs in occupancy studies with imperfect detection: examples and software. *Ecological Applications* 17:281–290.

- Bailey, V. 1931. Mammals of New Mexico. USDA Bureau of Biological Survey, Washington DC, USA.
- Baird, S. F. 1857. Part I. General report upon the zoology of the several Pacific Railroad Routes. A.O.P. Nicholson, Washington DC, USA.
- Balme, G. A., L. T. B. Hunter, y R. Slotow. 2009. Evaluating methods for counting cryptic carnivores. *Journal of Wildlife Management* 73:433–441.
- Beier, P. 1995. Dispersal of juvenile cougars in fragmented habitat. *Journal of Wildlife Management* 59:228–237.
- Benhamou, S. 2011. Dynamic approach to space and habitat use based on biased random bridges. *PloS ONE* 6:e14592.
- Benson, E. P. 1998. The lord, the ruler: jaguar symbolism in the Americas. Páginas 53–76 *en* N. J. Saunders, editor. *In Icons of Power: Feline Symbolism in the Americas*. Routledge, London, England.
- Besag, J., J. York, y A. Mollié. 1991. Bayesian image restoration, with two applications in spatial statistics. *Annals of the Institute of Statistical Mathematics* 43:1–20.
- Beyer, H. L., D. T. Haydon, J. M. Morales, J. L. Frair, M. Hebblewhite, M. Mitchell, y J. Matthiopoulos. 2010. The interpretation of habitat preference metrics under use-availability designs. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 365:2245–2254.
- Boitani, L., P. Ciucci, y A. Mortelliti. 2012. Designing carnivore surveys. Páginas 8–30 *en* L. Boitani y R. A. Powell, editores. *Carnivore ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford University Press, New York, New York, USA.
- Borchers, D., G. Distiller, R. Foster, B. Harmsen, y L. Milazzo. 2014. Continuous-time spatially explicit capture–recapture models, with an application to a jaguar camera-trap survey. *Methods in Ecology and Evolution* 5:656–665.
- Borchers, D. L., y M. G. Efford. 2008. Spatially explicit maximum likelihood methods for capture-recapture studies. *Biometrics* 64:377–385.
- Boyce, M. S., y L. L. McDonald. 1999. Relating populations to habitats using resource selection functions. *Trends in Ecology and Evolution* 14:268–272.
- Boyce, M. S., P. R. Vernier, S. E. Nielsen, y F. K. Schmiegelow. 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling* 157:281–300.
- Brickell, J. 1737. *The Natural History of North Carolina*. James Carson, Dublin, Ireland.

- Brink, H., R. J. Smith, y K. Skinner. 2012. Methods for lion monitoring: a comparison from the Selous Game Reserve, Tanzania. *African Journal of Ecology* 51:366–375.
- Brown, D. E., y C. A. López-González. 2000. Notes on the occurrences of jaguars in Arizona and new Mexico. *The Southwestern Naturalist* 45:537–542.
- Brown, D. E., y C. A. López-González. 2001. *Borderland jaguars: tigres de la frontera*. University of Utah Press, Salt Lake City, Utah, USA.
- Brown, D. E., y R. Thompson. 2010. Lions, tigers and bears, oh my! The legacy of Curtis J. Prock. R. L. Glinski, D. J. Aubuchon, and B. Keebler, editores. *Arizona wildlife trophies*. 9th editio. Arizona Wildlife Federation, Mesa, Arizona, USA.
- Brown, D. E. 1982. Biotic communities of the American southwest-United States and Mexico. *Desert Plants* 4:1–4.
- Brown, D. E. 1983. On the status of the jaguar in the Southwest. *The Southwestern Naturalist* 28:459–460.
- Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchards, y L. Thomas. 2008. *Advanced distance sampling; estimation of biological populations*. Oxford University Press, New York, New York, USA.
- Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers, y L. Thomas. 2001. *Introduction to distance sampling; estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press, New York, New York, USA.
- Burnham, K. P., y D. R. Anderson. 2002. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Burt, W. H. 1938. Faunal relationships and geographic distribution of mammals in Sonora, Mexico. *Miscellaneous Publications Number 39*. Museum of Zoology, University of Michigan, Ann Arbor, Michigan, USA.
- Cahalane, V. H. 1939. Mammals of the Chiricahua Mountains, Cochise County, Arizona. *Journal of Mammalogy* 20:418–440.
- Calenge, C. 2011. Home range estimation in R: the adehabitatHR package. Auffargis, France.
- Carbone, C., S. Christie, K. Conforti, T. Coulson, N. Franklin, J. R. Ginsberg, M. Griffiths, J. Holden, K. Kawanishi, M. Kinnaird, R. Laidlaw, A. Lynam, D. W. Macdonald, D. Martyr, C. McDougal, L. Nath, T. O'Brien, J. Seidensticker, D. J. L. Smith, M. Sunquist, R. Tilson, y W. N. Wan Shahrudin. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation* 4:75–79.

- Carmony, N. B., y D. E. Brown. 1991. Mexican game trails. University of Oklahoma Press, Norman, Oklahoma, USA.
- Carrillo, L. G., G. Ceballos, C. Chávez, J. Cornejo, J. C. Faller, R. List, y H. Zarza. 2007. Análisis de viabilidad de poblaciones y del hábitat del jaguar en México. Páginas 187–223 en G. Ceballos, C. Chávez, R. List, y H. Zarza, editores. Conservación y manejo del jaguar en México: estudios de caso y perspectivas. Conabio - Alianza WWF- Telcel – Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico City, Mexico.
- Carter, N. H., D. G. Brown, D. R. Etter, y L. G. Vissar. 2010. American black bear habitat in northern Lower Peninsula, Michigan, USA, using discrete-choice modeling. *Ursus* 21:57–71.
- Caso, A., C. López-González, E. Payan, E. Eizirik, T. de Oliveira, R. Leite-Pitman, M. Kelly, y C. Valderrama. 2011. IUCN Red List *Panthera onca* (Jaguar). IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. <<http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/15953/0>>. Accessed 28 Sep 2013.
- Cassaigne, I. 2014. A final report; canine distemper virus transmission – effects on a predator-prey relationship in a habitat with feral dog presence and specific actions to decrease its negative effects. <<http://www.primeroconservation.org/Project-Report.html>>. Accessed 27 Aug 2014.
- Cavalcanti, S. M. C., y E. M. Gese. 2009. Spatial ecology and social interactions of jaguars (*Panthera onca*) in the southern pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy* 90:935–945.
- Cavalcanti, S. M. C., y E. M. Gese. 2010. Kill rates and predation patterns of jaguars (*Panthera onca*) in the southern Pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy* 91:722–736.
- Cavalcanti, S. 2008. Predator-prey relationships and spatial ecology of jaguars in the southern Pantanal, Brazil : implications for conservation and management. Utah State University, Logan, Utah, USA.
- Ceballos, G., P. R. Erlich, J. Soberon, I. Salazar, y J. P. Fay. 2005. Global mammal conservation, what must we manage? *Science* 309:603–607.
- Chadwick, J., B. Fazio, y M. Karlin. 2010. Effectiveness of GPS-based telemetry to determine temporal changes in habitat use and home range sizes of red wolves. *Southeastern Naturalist* 9:303–316.
- Chandler, R. B., y J. A. Royle. 2013. Spatially explicit models for inference about density in unmarked or partially marked populations. *Annals of Applied Statistics* 7:936–954.
- Charre-Medellín, J. F., T. C. Monterrubio-Rico, F. J. Botello, L. León-Paniagua, y R. Núñez. 2013. First records of jaguar (*Panthera onca*) from the state of Michoacán, Mexico. *Southwestern Naturalist* 58:264–268.

- Chávez, C., G. Ceballos, R. Medellín, y H. Zarza. 2007. Primer censo nacional del jaguar. Páginas 133–142 en G. Ceballos, C. Chávez, R. List, y H. Zarza, editores. Conservación y manejo del jaguar en México: estudios de caso y perspectivas. Conabio - Alianza WWF-Telcel – Universidad Nacional Autónoma de México.
- Chávez, C., y G. Ceballos. 2006. Memorias del primer simposio. El jaguar Mexicano en el siglo XXI: situación actual y manejo. CONABIO-Alianza WWF Telcel-Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico City, Mexico.
- Childs, J. L., y A. M. Childs. 2008. Ambushed on the jaguar trail. Rio Nuevo Publishers, Tucson, Arizona, USA.
- Coleman, T. H., C. C. Schwarz, K. A. Gunther, y S. Creel. 2013. Grizzly bear and human interaction in Yellowstone National Park: an evaluation of bear management areas. *Journal of Wildlife Management* 77:1311–1320.
- Compton, B. W., J. M. Rhymer, y M. McCollough. 2002. Habitat selection by wood turtles (*Clemmys insculpta*): an application of paired logistic regression. *Ecology* 83:833–843.
- Conde, D. A., F. Colchero, H. Zarza, N. L. Christensen, J. O. Sexton, C. Manterola, C. Chavez, A. Rivera, D. Azuara, G. Ceballos, N. L. Christensen Jr, y C. Chávez. 2010. Sex matters: Modeling male and female habitat differences for jaguar conservation. *Biological Conservation* 143:1980–1988.
- Conservation Biology Institute. 2012. Protected areas database US 2 (CBI edition). <<http://databasin.org/protected-center/features/PAD-US-CBI>>. Accessed 26 Feb 2012.
- Cormack, R. M. 1964. Estimates of survival from the sighting of marked animals. *Biometrika* 51:429–438.
- Cox, D. R. 1972. Regression models and life tables. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B* 34:187–220.
- Crawshaw, P. G., y H. Quigley. 1991. Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *Journal of Zoology* 223:357–370.
- Cullen Jr, L. 2006. Jaguars as landscape detectives for conservation in the Atlantic Forest of Brazil. University of Kent, Canterbury, Kent, United Kingdom.
- Culver, M., y O. Hein. 2013. Jaguar taxonomy and genetic diversity for southern Arizona, U.S., and Sonora, Mexico. Final Report. US Fish and Wildlife Service, Arizona Ecological Service Office, Tucson, Arizona, USA.
- Daggett, P. M., y D. R. Henning. 1974. The jaguar in North America. *American Antiquity* 39:465–469.

- Davis, M. L., M. J. Kelly, y D. F. Stauffer. 2011. Carnivore co-existence and habitat use in the Mountain Pine Ridge Forest Reserve, Belize. *Animal Conservation* 14:56–65.
- Dellinger, J. A., C. Proctor, T. D. Steury, M. J. Kelly, y M. R. Vaughan. 2013. Habitat selection of a large carnivore, the red wolf, in a human-altered landscape. *Biological Conservation* 157:324–330.
- Dillon, A., y M. J. Kelly. 2007. Ocelot *Leopardus pardalis* in Belize: the impact of trap spacing and distance moved on density estimates. *Oryx* 41:469–477.
- Dillon, A., y M. J. Kelly. 2008. Ocelot home range, overlap, and density using camera trapping and radio telemetry. *Journal of Zoology* 275:391–398.
- Dorazio, R. M., J. A. Royle, B. Söderström, y A. Glimskär. 2006. Estimating species richness and accumulation by modeling species occurrence and detectability. *Ecology* 87:842–854.
- Dorazio, R. M., y J. A. Royle. 2005. Estimating size and composition of biological communities by modeling the occurrence of species. *Journal of the American Statistical Association* 100:389–398.
- Dormann, C. F. 2007. Effects of incorporating spatial autocorrelation into the analysis of species distribution data. *Global Ecology and Biogeography* 16:129–138.
- Efford, M. G., y R. M. Fewster. 2013. Estimating population size by spatially explicit capture-recapture. *Oikos* 122:918–928.
- Efford, M. 2004. Density estimation in live-trapping studies. *Oikos* 106:598–610.
- Efford, M. 2011. Estimation of population density by spatially explicit capture-recapture analysis of data from area searches. *Ecology* 92:2202–2207.
- Eizirik, E., T. Haag, A. S. Santos, F. M. Salzano, L. Silveira, F. Cascelli de Azevedo, y M. M. Furtado. 2008. Jaguar Conservation Genetics. *Cat News Special Issue* 4:31–34.
- Eizirik, E., J. H. Kim, M. Menotti-Raymond, P. G. Crawshaw, S. J. O'Brien, y W. E. Johnson. 2001. Phylogeography, population history and conservation genetics of jaguars (*Panthera onca*, *Mammalia*, *Felidae*). *Molecular Ecology* 10:65–79.
- Elbroch, L. M., y H. U. Wittmer. 2012. Puma spatial ecology in open habitats with aggregate prey. *Mammalian Biology* 77:377–384.
- Elbroch, M., H. U. Wittmer, C. Saucedo, y P. Corti. 2009. Long-distance dispersal of a male puma (*Puma concolor puma*) in Patagonia. *Revista Chilena De Historia Natural* 82:459–461.

- Ernest, H. B., M. C. Penedo, B. P. May, M. Syvanen, y W. M. Boyce. 2000. Molecular tracking of mountain lions in the Yosemite valley region in California: genetic analysis using microsatellites and faecal DNA. *Molecular Ecology* 9:433–441.
- Excoffier, L., y H. E. L. Lischer. 2010. Arlequin suite ver 3.5: a new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. *Molecular Ecology Resources* 10:564–567.
- Farrell, L. E., J. Roman, y M. E. Sunquist. 2001. Dietary separation of sympatric carnivores by molecular analysis of scats. *Molecular Ecology* 9:1583–1590.
- Farrell, L. E., J. Roman, y M. Sunquist. 2000. Dietary separation of sympatric carnivores identified by molecular analysis of scats. *Molecular Ecology* 9:1583–90.
- Fattebert, J., T. Dickerson, G. Balme, R. Slotow, y L. Hunter. 2013. Long-distance natal dispersal in leopard reveals potential for a three-country metapopulation. *South African Journal of Wildlife Research* 43:61–67.
- Ferreira, S. M., D. Govender, y M. Herbst. 2012. Conservation implications of Kahalari lion population dynamics. *African Journal of Ecology* 51:176–179.
- Fieberg, J., y L. Börger. 2012. Could you please phrase “home range” as a question? *Journal of Mammalogy* 93:890–902.
- Field, S. A., A. J. Tyre, y H. P. Possingham. 2005. Optimizing allocation of monitoring effort under economic and observational constraints. *Journal of Wildlife Management* 69:473–482.
- Fiske, I., y R. Chandler. 2011. unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software* 43:1–23.
- Forbes, S. H., y D. K. Boyd. 1996. Genetic variation of naturally colonizing wolves in the central Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10:1082–1090.
- Ford, P. L. 1904. *The Works of Thomas Jefferson, Vol. 3 (Notes on Virginia I, Correspondence 1780-1782)*. Volume 3. G. P. Putnam’s Sons, New York, New York, USA and London, England.
- Foresman, K. R. 2012. Carnivores in hand. Páginas 130–151 *en* L. Boitani y R. A. Powell, editores. *Carnivore ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford University Press, New York, New York, USA.
- Foster, R. J., B. J. Harmsen, B. Valdes, C. Pomilla, y C. P. Doncaster. 2010. Food habits of sympatric jaguars and pumas across a gradient of human disturbance. *Journal of Zoology* 280:309–318.

- Fuller, M. R., y T. K. Fuller. 2012. Radio-telemetry equipment and applications for carnivores. Páginas 152–168 en L. Boitani y R. A. Powell, editores. Carnivore ecology and conservation: a handbook of techniques. Oxford University Press, New York, New York, USA.
- Funston, P. J. 2011. Population characteristics of lions (*Panthera leo*) in the Kgalagadi Transfrontier Park. South African Journal of Wildlife Research 41:1–10. Department of Nature Conservation, Tshwane University of Technology, Private Bag X680, Pretoria, 0001, South Africa.
- García-Alaníz, N., E. J. Naranjo, y F. F. Mallory. 2010. Hair-snares : A non-invasive method for monitoring felid populations in the Selva Lacandona, Mexico. Tropical Conservation Science 3:403–411.
- García-Anleu, R. 2012. Desempeño del perfume Obsession® (Felidae: Carnivora) con cámaras automáticas en la Reserva de la Biosfera Maya. Tesis de Maestría. Escuela de Estudios de Posgrado, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Universidad de San Carlos de Guatemala.
- Gardner, B., J. Reppucci, M. Lucherini, y J. A. Royle. 2010a. Spatially explicit inference for open populations: estimating demographic parameters from camera-trap studies. Ecology 91:3376–3383.
- Gardner, B., J. A. Royle, M. T. Wegan, R. E. Rainbolt, y P. D. Curtis. 2010b. Estimating black bear density using DNA from hair snares. Journal of Wildlife Management 74:318–325.
- Gavin, M. 1991. The importance of asking why? Evolutionary biology in wildlife management. Journal of Wildlife Management 55:760–766.
- Getz, W. M., S. Fortmann-Roe, P. C. Cross, A. J. Lyons, S. J. Ryan, y C. C. Wilmers. 2007. LoCoH: nonparameteric kernel methods for constructing home ranges and utilization distributions. PloS ONE 2:e207.
- Getz, W. M., y C. C. Wilmers. 2004. A local nearest-neighbor convex-hull construction of home ranges and utilization distributions. Ecography 27:489–505.
- Gilks, W. R., A. Thomas, y D. J. Spiegelhalter. 1994. A Language and Program for Complex Bayesian Modelling. Journal of the Royal Statistical Society. Series D (The Statistician) 43:169–177.
- Glenn, W. 1996. Eyes of fire: encounter with a borderlands jaguar. Treasure Chest Publications.
- Goldman, E. A. 1932. The jaguars of North America. Proceedings of the Biological Society of Washington 45:143–146.

- Goodrich, J. M., L. L. Kerley, E. N. Smirnov, D. G. Miquelle, L. McDonald, H. B. Quigley, M. G. Hornocker, y T. McDonald. 2008. Survival rates and causes of mortality of Amur tigers on and near the Sikhote-Alin Biosphere Zapovednik. *Journal of Zoology* 276:323–329.
- Gopaldaswamy, A. M., K. U. Karanth, N. S. Kumar, y D. MacDonald. 2012a. Estimating tropical forest ungulate densities from sign surveys using abundance models of occupancy. *Animal Conservation* 15:669–679.
- Gopaldaswamy, A. M., J. A. Royle, M. Delampady, J. D. Nichols, K. U. Karanth, y D. W. Macdonald. 2012b. Density estimation in tiger populations: combining information for strong inference. *Ecology* 93:1741–1751.
- Gopaldaswamy, A. M., J. A. Royle, J. E. Hines, P. Singh, D. Jathanna, N. S. Kumar, y K. U. Karanth. 2012c. Program SPACECAP: software for estimating animal density using spatially explicit capture-recapture models. R. Freckleton, editor. *Methods in Ecology and Evolution* 3:1067–1072.
- Gour, D. S., J. Bhagavatula, M. Bhavanishankar, P. A. Reddy, J. A. Gupta, M. S. Sarkar, S. M. Hussain, S. Harika, R. Gulia, y S. Shivaji. 2013. Philopatry and Dispersal Patterns in Tiger (*Panthera tigris*). *PloS ONE* 8.
- Graham, K., J. Boulanger, J. Duval, y G. Stenhouse. 2010. Spatial and temporal use of roads by grizzly bears in westcentral Alberta. *Ursus* 21:43–56.
- Grigione, M. M., K. Menke, C. López-González, R. List, A. Banda, J. Carrera, R. Carrera, A. J. Giordano, J. Morrison, M. Sternberg, R. Thomas, y B. Van Pelt. 2009. Identifying potential conservation areas for felids in the USA and Mexico: Integrating reliable knowledge across an international border. *Oryx* 43:78–86.
- Grigione, M., A. Scoville, G. Scoville, y K. Crooks. 2007. Neotropical cats in Southeast Arizona and surrounding areas: past and present status of jaguars, ocelots and jaguarundis. *Mastozoología Neotropical* 14:189–199.
- Gutiérrez-González, C. E., M. Á. Gómez-Ramírez, y C. A. López-González. 2012. Estimation of the density of the Near Threatened jaguar *Panthera onca* in Sonora, Mexico, using camera trapping and an open population model. *Oryx* 46:431–437.
- Gutiérrez-González, C., M. Gómez-Ramírez, K. Camargo-Carrillo, S. Tafuya-Ávila, y C. A. López-González. 2013. Conservación del jaguar en el APFF Álamos-Río Cuchujaqui y la RPC El Fuerte. Reporte final presentado a la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Haag, T., A. S. Santos, C. De Angelo, A. C. Srbek-Araujo, D. A. Sana, R. G. Morato, F. M. Salzano, y E. Eizirik. 2009. Developing and testing of an optimized method for DNA-based identification of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) faecal samples for use in ecological and genetic studies. *Genetica* 136:505–512.

- Hall, E. R. 1981. *The mammals of North America*. Second. John Wiley and Sons, New York, New York, USA.
- Hall, L., P. R. Krausman, y M. L. Morrison. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25:173–182.
- Halloran, A. F. 1946. The carnivores of the San Andres Mountains, New Mexico. *Journal of Mammalogy* 27:154–161.
- Harmsen, B. J., R. J. Foster, S. Silver, L. Ostro, y C. P. Doncaster. 2010. Differential use of trails by forest mammals and the implications for camera-trap studies: A case study from Belize. *Biotropica* 42:126–133.
- Hatten, J. R., A. Averill-Murray, y W. E. Van Pelt. 2005. A Spatial Model of Potential Jaguar Habitat in Arizona. *Journal of Wildlife Management* 69:1024–1033.
- Hayne, D. W. 1949. Calculation of size of home range. *Journal of Mammalogy* 30:1–18.
- Hayward, G. D., D. G. Miquelle, E. N. Smirnov, y C. Nations. 2002. Monitoring Amur tiger populations: characteristics of track surveys in snow. *Wildlife Society Bulletin* 30:1150–1159.
- Hebblewhite, M., y D. T. Haydon. 2010. Distinguishing technology from biology: a critical review of the use of GPS telemetry data in ecology. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 365:2303–2312.
- Henschel, P., y J. Ray. 2003. *Leopards in African rainforests: survey and monitoring techniques*. Wildlife Conservation Society, Bronx, New York, USA.
- Hines, J. E., J. D. Nichols, J. a Royle, D. I. Mackenzie, A. M. Gopaldaswamy, N. S. Kumar, y K. U. Karanth. 2010. Tigers on trails: occupancy modeling for cluster sampling. *Ecological Applications* 20:1456–1466.
- Hines, J. E. 2014. GENPRES. U.S. Geological Survey Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, Maryland, USA.
- Hock, R. 1955. Southwestern exotic felids. *American Midland Naturalist* 53:324–328.
- Hojnowski, C. E., D. G. Miquelle, A. I. Myslenkov, S. Strindberg, E. N. Smirnov, y J. M. Goodrich. 2012. Why do Amur tigers maintain exclusive home ranges? Relating ungulate seasonal movements to tiger spatial organization in the Russian Far East. *Journal of Zoology* 287:276–282.
- Hoogesteijn, R., y A. Hoogesteijn. 2011. Estratégias anti-predação para fazendas de pecuária na américa latina: um guia. <[http://www.panthera.org/sites/default/files/Estrategias anti-depredación para fincas ganaderas en Latinoamérica - Una guía.pdf](http://www.panthera.org/sites/default/files/Estrategias_anti-depredación_para_fincas_ganaderas_en_LatinoAmérica_-_Una_guía.pdf)>.

- Horne, J. S., E. O. Garton, S. M. Krone, y J. S. Lewis. 2007. Analyzing animal movements using Brownian bridges. *Ecology* 88:2354–63.
- Hornocker, M. G. 1970. An analysis of mountain lion predation on mule deer and elk in the Idaho Primitive Area. *Wildlife Monographs* 21.
- Hosmer, D. W., y S. Lemeshow, editors. 2000. *Applied logistic regression*. John Wiley and Sons, New York, New York, USA.
- Householder, B. 1958. Arizona jaguars. *Arizona Wildlife Sportsman*, August 1958.
- Inman, R. M., M. L. Packila, K. H. Inman, A. J. McCue, G. White, J. Persson, B. C. Aber, M. L. Orme, K. L. Alt, S. L. Cain, J. A. Frederick, B. J. Oakleaf, y S. S. Sartorius. 2012. Spatial ecology of wolverines at the southern periphery of distribution. *Journal of Wildlife Management* 76:778–792.
- Isasi-Catalá, E. 2012. Estudio del estado de conservación del yaguar (*Panthera onca*) en el Parque Nacional Guatopo. 2012. Universidad Simón Bolívar, Sartenejas, Caracas, Venezuela.
- Jennelle, C. S., M. C. Runge, y D. I. MacKenzie. 2002. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals: a comment on misleading conclusions. *Animal Conservation* 5:119–120.
- Johnson, C. J., y M. P. Gillingham. 2005. An evaluation of mapped species distribution models used for conservation planning. *Environmental Conservation* 32:117–128.
- Johnson, C. J., S. E. Nielson, E. H. Merrill, T. L. McDonald, y M. S. Boyce. 2006. Resource selection functions based on use-availability data, theoretical motivations and evaluations methods. *Journal of Wildlife Management* 70:347–357.
- Johnson, D. H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61:65–71.
- Johnson, W. E., M. Culver, J. A. Iriarte, E. Eizirik, K. L. Seymour, y S. J. O'Brien. 1998. Tracking the evolution of the elusive Andean mountain cat (*Oreailurus jacobita*) from mitochondrial DNA. *Journal of Heredity* 89:227–232.
- Jolly, G. M. 1965. Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-stochastic model. *Biometrika* 52:225–247.
- Jones, J. P. G., G. P. Asner, S. H. M. Butchart, y K. U. Karanth. 2013. The “ why ”, “ what ” and “ how ” of monitoring for conservation. Páginas 329–343 en D. W. Macdonald y K. J. Willis, editores. *Key Topics in Conservation Biology 2*. Wiley-Blackwell, Chichester, United Kingdom.

- Karanth, K. U., A. M. Gopaldaswamy, N. S. Kumar, S. Vaidyanathan, J. D. Nichols, y D. I. Mackenzie. 2011a. Monitoring carnivore populations at the landscape scale: occupancy modelling of tigers from sign surveys. *Journal of Applied Ecology* 48:1048–1056.
- Karanth, K. U., J. D. Nichols, N. S. Kumar, y J. E. Hines. 2006. Assessing tiger population dynamics using photographic capture-recapture sampling. *Ecology* 87:2925–2937.
- Karanth, K. U., J. D. Nichols, N. S. Kumar, y D. Jathanna. 2011b. Estimation of demographic parameters in a tiger population from long-term camera trap data. Páginas 145–162 en A. F. O’Connell Jr., J. D. Nichols, y U. K. Karanth, editores. *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Springer, New York, New York, USA.
- Karanth, K. U., J. D. Nichols, N. S. Kumar, W. A. Link, y J. E. Hines. 2004. Tigers and their prey; predicting carnivore densities from prey abundance. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101:4854–4858.
- Karanth, K. U., y J. D. Nichols. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79:2852–2862.
- Karanth, K. U., y J. D. Nichols. 2002. *Photographic Sampling of Elusive Mammals in Tropical Forests*. 12:229–247.
- Karanth, K. U., y M. E. Sunkist. 1992. Population structure, density and biomass of large herbivores in the tropical forests of Nagarhole, India. *Journal of Tropical Ecology* 8:21–35.
- Karanth, K. U. 1993. *Predator prey relationships among large mammals in Nagarhole National Park, India*. Dissertation. Mangalore University.
- Karanth, K. U. 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture—recapture models. *Biological Conservation* 71:333–338.
- Kelly, M. J., J. Betsch, C. Wulsch, B. Mesa, y L. S. Mills. 2012. Noninvasive sampling for carnivores. Páginas 47–69 en L. Boitani y R. A. Powell, editores. *Carnivore ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford University Press, New York, New York, USA.
- Kelly, M. J., A. J. Noss, M. S. Di Bitetti, L. Maffei, R. L. Arispe, A. Paviolo, C. D. De Angelo, y Y. E. di Blanco. 2008. Estimating puma densities from camera trapping across three study sites: Bolivia, Argentina, and Belize. *Journal of Mammalogy* 89:408–418.
- Kelly, M. J. 2003. Jaguar monitoring in the Chiquibul Forest, Belize. *Caribbean Geography* 13:19–32.
- Kendall, K. C., y K. S. McKelvey. 2008. Hair Collection. Páginas 141–182 en R. A. Long, P. MacKay, W. J. Zielinski, y J. Ray, editores. *Noninvasive survey methods for North American Carnivores*. Island Press, Washington, D.C., USA.

- Kendall, K. C., J. B. Stetz, J. Boulanger, A. C. Macleod, D. Paetkau, y G. C. White. 2009. Demography and genetic structure of a recovering grizzly bear population. *Journal of Wildlife Management* 73:3–17.
- Kendall, W. L., J. D. Nichols, y J. E. Hines. 1997. Estimating temporary emigration using capture-recapture data with Pollock's robust design. *Ecology* 78:563–578.
- Kendall, W. L., y J. D. Nichols. 1995. On the use of secondary capture-recapture samples to estimate temporary emigration and breeding proportions. *Journal of Applied Statistics* 22:751–762.
- Kertson, B. N., R. D. Spencer, J. M. Marzluff, J. Hepinstall-Cymerman, y C. E. Grue. 2011. Cougar space use and movements in the wildland–urban landscape of western Washington. *Ecological Applications* 21:2866–2881.
- Kéry, M., B. Gardner, T. Stoeckle, D. Weber, y J. A. Royle. 2010. Use of spatial capture-recapture modeling and DNA data to estimate densities of elusive animals. *Conservation Biology* 25:356–364.
- Kéry, M., y M. Schaub. 2012. Bayesian population analysis using WinBUGS: a hierarchical perspective. Academic Press.
<http://books.google.com/books?hl=en&lr=&id=kd4JGs44ap4C&oi=fnd&pg=PP2&dq=ker+y+introduction+winbugs&ots=VUXYatP_9w&sig=oFKEblPM8WXRN4GH3JThN6-y5CQ>. Accessed 13 May 2014.
- Kéry, M. 2010. Introduction to WinBUGS for ecologists: A Bayesian approach to regression, ANOVA and related analyses. Academic Press.
<http://books.google.com/books?hl=en&lr=&id=41CeuywiQFEC&oi=fnd&pg=PP2&dq=ker+y+introduction+winbugs&ots=DAAnroMFaJ_&sig=zKHIjjz9VLkswsJrH49fbWFoEgw>. Accessed 13 May 2014.
- Kie, J. G., J. Matthiopoulos, J. Fieberg, R. a Powell, F. Cagnacci, M. S. Mitchell, J.-M. Gaillard, y P. R. Moorcroft. 2010. The home-range concept: are traditional estimators still relevant with modern telemetry technology? *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 365:2221–31.
- King, R. A., D. S. Read, M. Traugott, y W. O. C. Symondson. 2008. Molecular analysis of predation: a review of best practice for DNA-based approaches. *Molecular Ecology* 17:947–963.
- Kinnaird, M. F., y T. G. O'Brien. 2012. Effects of Private-Land Use, Livestock Management, and Human Tolerance on Diversity, Distribution, and Abundance of Large African Mammals. *Conservation Biology* 26:1026–1039.

- Knopff, K. H., A. A. Knopff, M. B. Warren, y M. S. Boyce. 2009. Evaluating global positioning system telemetry techniques for estimating cougar predation parameters. *Journal of Wildlife Management* 73:586–597.
- Kohn, M., F. Knauer, A. Stoffella, W. der Schroder, y S. Paabo. 1995. Conservation genetics of the European brown bear: a study using excremental PCR of nuclear and mitochondrial sequences. *Molecular Ecology* 4:95–103.
- Kojola, I., S. Kaartinen, A. Hakala, S. Heikkinen, y H. Voipio. 2009. Dispersal behavior and the connectivity between wolf populations in northern Europe. *Journal of Wildlife Management* 73:309–313.
- Kurten, B. 1980. Pleistocene jaguars in North America. *Biologicae Society of Science Fennica* 62:1–23.
- Lacey, M. 2011. In Arizona, rare sightings of ocelots and jaguars. *New York Times*, December 4. <<http://www.nytimes.com/2011/12/05/us/in-arizona-rare-sightings-of-ocelots-and-jaguars.html>>.
- Landis, S. 1967. A hunter's guide to Mexico. *Minutiae Mexicana*, Mexico City, Mexico.
- Lange, K. I. 1960. The jaguar in Arizona. *Transactions of the Kansas Academy of Science* 63:96–101.
- Laver, P. N., y M. J. Kelly. 2005. A critical reveiw of home range studies. *Journal of Wildlife Management* 72:290–298.
- Lebreton, J. D., K. P. Burnham, J. Clobert, y D. R. Anderson. 1982. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: case studies and recent advances. *Ecological Monographs* 62:67–118.
- Leopold, A. S. 1959. *The Wildlife of Mexico*. University of California Press, Berkeley, California, USA.
- Lesmerises, F., C. Dussault, y M. St-Laurent. 2013. Major roadwork impacts the space use behavior of gray wolf. *Landscape and Urban Planning* 112:18–25.
- Lindzey, F. G., W. D. Van Sickle, S. P. Laing, y C. S. Mecham. 1992. Cougar population response to manipulation in southern Utah. *Wildlife Society Bulletin* 20:224–227.
- Link, W. A., y J. R. Sauer. 1998. Estimating population changes from count data: application to the North American Breeding Bird Survey. *Ecological Applications* 8:258–268.
- Linkie, M., Y. Dinata, A. Nugroho, y I. A. Haidir. 2007. . Estimating occupancy of a data deficient mammalian species living in tropical rainforests: sun bears in the Kerinci Seblat region, Sumatra. *Biological Conservation* 137:20–27.

- Logan, K. A., y L. L. Sweanor. 2001. Desert puma. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Long, R. A., T. M. Donovan, P. MacKay, W. J. Zielinski, y J. S. Buzas. 2007. Effectiveness of scat detection dogs for detecting forest carnivores. *Journal of Wildlife Management* 71:2007–2017.
- Long, R. A., y W. J. Zielinski. 2008. Designing effective noninvasive carnivore surveys. Páginas 8–44 *en* R. A. Long, P. Mackay, W. J. Zielinski, y J. C. Ray, editores. *Noninvasive survey methods for carnivores*. Island Press, Washington, D.C., USA.
- López-González, C., y D. E. Brown. 2002. Status and distribution of the jaguar in Sonora, Mexico. Páginas 379–392 *en* R. A. Medellín, C. Equihua, C. L. B. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. W. Sanderson, y A. B. Taber, editores. *El jaguar en el nuevo milenio*. Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, and Fondo de Cultura Económica, México, D.F., México.
- MacKay, P., D. A. Smith, R. A. Long, y M. Parker. 2008. Scat detection dogs. Páginas 183–222 *en* R. A. Long, P. MacKay, W. J. Zielinski, y J. C. Ray, editores. *Noninvasive survey methods for Carnivores*. Island Press, Washington, D.C., USA.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, J. E. Hines, M. G. Knutson, y A. B. Franklin. 2003. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84:2200–2207.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, G. B. Lachman, S. Droege, J. A. Royle, y C. A. Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248–2255.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, J. A. Royle, K. H. Pollock, L. L. Bailey, y J. E. Hines. 2006. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Academic Press, San Diego, California, USA.
- Mackenzie, D. I., J. D. Nichols, M. E. Seamans, y R. J. Gutiérrez. 2009. Modeling species occurrence dynamics with multiple states and imperfect detection. *Ecology* 90:823–835.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, N. Sutton, K. Kawanishi, y L. L. Bailey. 2005. Improving inferences in population studies of rare species that are detected imperfectly. *Ecology* 86:1101–1113.
- MacKenzie, D. I., y J. A. Royle. 2005. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42:1105–1114.
- Maffei, L., A. J. Noss, S. C. Silver, y M. J. Kelly. 2011a. Abundance/density case study: jaguars in the Americas. Páginas 119–144 *en* A. F. O’Connell, J. D. Nichols, y K. U. Karanth, editores. *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Springer Japan, Tokyo, Japan.

- Maffei, L., y A. Noss. 2008. How small is too small? Camera trap survey areas and density estimates for ocelots in the Bolivian Chaco. *Biotropica* 40:71–75.
- Maffei, L., J. Polisar, R. Garcia, J. Moreira Ramirez, y A. Noss. 2011*b*. Perspectives from ten years of jaguar camera trapping in Mesoamerica. *Mesoamericana* 15:49–59.
- Manley, B. F. J., L. L. McDonald, D. L. Thomas, T. L. McDonald, y W. P. Erickson, editores. 2002. Resource selection by animals, statistical analysis and design for field studies. Kluwer, Boston, Massachusetts, USA.
- Martínez-Mendoza, A. 2000. Jaguar occurrence in northeastern Sonora, Mexico. Tesis. New Mexico State University, Las Cruces, New Mexico, USA.
- Matthiopoulos, J. 2003. Model-supervised kernel smoothing for the estimation of spatial. *Oikos* 102:367–377.
- McBride, R. 2009. Project jaguar: Final report 2002-2009. Faro Moro Eco Research/Moises Bertoni/Paraguay Ministry of the Environment.
- McCain, E. B., y J. L. Childs. 2008. Evidence of resident jaguars (*Panthera onca*) in the southwestern United States and the implications for conservation. *Journal of Mammalogy* 89:1–10.
- McCarthy, J. L., K. P. McCarthy, T. K. Fuller, y T. M. McCarthy. 2010. Assessing variation in wildlife biodiversity in the Tien Shan Mountains of Kyrgyzstan using ancillary camera-trap photos. *Mountain Research and Development* 30:295–301.
- McClintock, B. T., G. C. White, M. F. Antolin, y D. W. Tripp. 2009. Estimating abundance using mark–resight when sampling is with replacement or the number of marked individuals is unknown. *Biometrics* 65:237–246.
- McClintock, B. T. 2012. Mark-resight models. Pages 18.1–18.37 *en* E. G. Cooch y G. C. White, editores. A gentle introduction to program MARK. Ithaca, New York, USA.
- Medellin, R. A., C. A. Equihua, C.-L. B. Chetkiweicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. W. Sanderson, y A. B. Taber, editores. 2002. El jaguar en el nuevo milenio. Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, Fondo de Cultura Económica, México, D.F., México.
- Medellin, R. A. 2009. The conservation of jaguars: a top priority for Latin America. *Jaguar News* 35:2.
- Menotti-Raymond, M., V. A. David, L. A. Lyons, A. A. Schäffer, J. F. Tomlin, M. K. Hutton, y S. J. O’Brien. 1999. A genetic linkage map of microsatellites in the domestic cat (*Felis catus*). *Genomics* 57:9–23.

- Merriam, C. H. 1919. Is the jaguar entitled to a place in the California fauna? *Journal of Mammalogy* 1:38–40.
- Michalski, F., R. L. P. Boulhosa, A. Faria, y C. A. Peres. 2006. Human-wildlife conflicts in a fragmented Amazonian forest landscape: determinants of large felid depredation on livestock. *Animal Conservation* 9:179–188.
- Milakovic, B., K. L. Parker, D. G. Gustine, R. J. Lay, A. B. D. Walker, y M. P. Gillingham. 2011. Habitat selection by a focal predator (*Canis lupus*) in a multiprey ecosystem of the northern Rockies. *Journal of Mammalogy* 92:568–582.
- Milakovic, B., K. L. Parker, D. G. Gustine, R. J. Lay, A. B. D. Walker, y M. P. Gillingham. 2012. Seasonal habitat use and selection by grizzly bears in northern British Columbia. *Journal of Wildlife Management* 76:170–180.
- Miller, C. S., M. Hebblewhite, J. M. Goodrich, y D. G. Miquelle. 2010. Review of research methodologies for tigers: Telemetry. *Integrative Zoology* 5:378–389.
- Miller, P. S. 2013. Population viability analysis for the Jaguar (*Panthera onca*) in the Northwestern Range. <<http://www.fws.gov/southwest/es/arizona/Documents/SpeciesDocs/Jaguar/JagPVARev2013.pdf>>. Accessed 16 Oct 2014.
- Millsbaugh, J. J., y J. M. Marzluff, editors. 2001. Radio tracking and animal populations. Academic Press, San Diego, California, USA.
- Minch, E., A. Ruiz-Linares, D. B. Goldstein, M. W. Feldman, y L. L. Cavalli-Sforza. 1995. MICROSAT (Version 1.5d). <<http://genetics.stanford.edu/hppl/projects/microsat/>>. Accessed 17 Jun 2014.
- Miranda, A., G. Ambriz, y B. Vázquez. 2004. Densidad poblacional, área de actividad y movimientos del pecarí de collar (*Tayassu tajacu*) en la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala y su área de influencia. Memorias del VII Congreso Nacional de Mastozoología, San Cristobal de las Casas, Chiapas, México.
- Mitchell, M. S., y M. Hebblewhite. 2012. Carnivore habitat ecology: integrating theory and application. Páginas 219–255 en L. Boitani y R. A. Powell, editores. *Carnivore ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford University Press, New York, New York, USA.
- Mogensen, N. L., J. O. Ogutu, y T. Dabelsteen. 2011. The effects of pastoralism and protection on lion behaviour, demography and space use in the Mara Region of Kenya. *African Zoology* 46:78–87.

- Mohamed, A., R. Sollmann, H. Bernard, L. N. Ambu, P. Lagan, S. Mannan, H. Hofer, y A. Wilting. 2013. Density and habitat use of the leopard cat (*Prionailurus bengalensis*) in three commercial forest reserves in Sabah, Malaysian Borneo. *Journal of Mammalogy* 94:82–89.
- Mondol, S., K. U. Karanth, N. S. Kumar, A. M. Gopaldaswamy, A. Andheria, y U. Ramakrishnan. 2009. Evaluation of non-invasive genetic sampling methods for estimating tiger population size. *Biological Conservation* 142:2350–2360.
- Moorcroft, P. R., y M. A. Lewis. 2006. Mechanistic home range analysis. *Monographs in Population Biology* 43:1–172.
- Moore, J. E., y R. K. Swihart. 2005. Modeling patch occupancy by forest rodents: incorporating detectability and spatial autocorrelation with hierarchically structured data. *Journal of Wildlife Management* 69:933–949.
- Moreira Ramírez, J. F., R. García, R. McNab, G. Ruano, G. Ponce-Santizo, M. Mérida, K. Tut, P. Díaz, E. Gonzalez, M. Córdova, E. Centeno, C. López, A. Venegas, Y. Venegas, F. Córdova, J. Kay, G. Polanco, y M. Barnes. 2011. Abundancia de jaguares y presas asociadas al foto-trampeo en el sector oeste del Parque Nacional Mirador - Río Azul, Reserva de Biosfera Maya. Technical Report. Wildlife Conservation Society, Guatemala Program, Ciudad Flores Petén-Guatemala.
- Moreno, J., R. Medellín, I. Cassigne, R. Valdez, O. Alcumbrac, M. Galaz, R. Thompson, J. Childs, N. Smith, S. Dietrich, K. Shallcross, M. Culver, y J. Sanderson. 2013. Coexistence of four felids in the Sierra Madre mountains of northeastern Sonora, Mexico. *Wild Felid Monitor* Winter:19–20.
- Morrison, M. L. 2001. A proposed research emphasis to overcome the limits of wildlife-habitat relationship studies. *Journal of Wildlife Management* 65:613–623.
- Mowat, G., y D. Paetkau. 2002. Estimating marten (*Martes americana*) population size using hair capture and genetic tagging. *Wildlife Biology* 8:201–209.
- Mowat, G., y C. Strobeck. 2000. Estimating population size of grizzly bears using hair capture, DNA profiling, and mark-recapture analysis. *Journal of Wildlife Management* 64:183–193.
- Murray, D. L. 2006. On improving telemetry-based survival estimation. *Journal of Wildlife Management* 70:1530–1543.
- Naidu, A., L. A. Smythe, R. W. Thompson, y M. Culver. 2011. Genetic analysis of scats reveals minimum number and sex of recently documented mountain lions. *Journal of Fish and Wildlife Management* 2:106–111.
- Navarro-Serment, C. J., C. A. López-González, y J.-P. Gallo-Reynoso. 2005. Occurrence of jaguar (*Panthera onca*) in Sinaloa, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 50:102–106.

- Nichols, J. D., J. E. Hines, D. I. MacKenzie, M. E. Seamans, y R. J. Gutierrez. 2007. Occupancy estimation and modeling with multiple states and state uncertainty. *Ecology* 88:1395–1400.
- Nielsen, S. E., G. McDermid, G. B. Stenhouse, y M. S. Boyce. 2010. Dynamic wildlife habitat models: seasonal foods and mortality risk predict occupancy-abundance and habitat selection in grizzly bears. *Biological Conservation* 143:1623–1634.
- Noss, A. J., B. Gardner, L. Maffei, E. Cuéllar, R. Montaña, A. Romero-Muñoz, R. Sollmann, A. F. O’Connell, E. Cuellar, R. Montano, y A. Romero-Munoz. 2012. Comparison of density estimation methods for mammal populations with camera traps in the Kaa-Iya del Gran Chaco landscape. *Animal Conservation* 15:527–535.
- Noss, A., J. Polisar, L. Maffei, R. Garcia, y S. Silver. 2013. Evaluating jaguar densities with camera traps. Wildlife Conservation Society, Bronx, New York, USA.
- Nowak, R. M. 1973. A possible occurrence of the jaguar in Louisiana. *Southwestern Naturalist* 17:430–432.
- Núñez, R., B. Miller, y F. Lindzey. 2000. Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. *The Zoological Society of London* 252:373–379.
- Núñez, R., B. Miller, y F. Lindzey. 2002. Ecología del jaguar en la reserve de la biosfera Chamela-Cuixmala, Jalisco, México. Páginas 107–126 *en* R. Medellín, C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw Jr, A. Rabinowitz, K. Redford, J. G. Robinson, E. Sanderson, y A. B. Taber, editores. *El jaguar en el nuevo milenio*. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México y Wildlife Conservation Society, Mexico.
- Núñez, R., y V. Vazquez. 2013. El gran felino silvestre de los humedales de Nayarit: jaguar. *ESPECIES* p. 16-22.
- Núñez, R. 2012. The status of jaguars in Michoacán, Mexico. *Wild Felid Monitor* Winter:18.
- Núñez-Pérez, R. 2006. Área de actividad, patrones de actividad y movimiento del jaguar (*Panthera onca*) y del puma (*Puma concolor*), en la Reserva de la Biosfera “Chamela-Cuixmala”, Jalisco. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Núñez-Pérez, R. 2007. Distribución y situación del jaguar en al occidente de México. Páginas 24–40 *en* G. Ceballos, C. Chávez, R. List, y H. Zarza, editores. *Conservación y Manejo del Jaguar en México: estudios de caso y perspectivas*. Conabio-Allianza WWF/telcal-Universidad Nacional Autónoma de México.
- Núñez-Pérez, R. 2011. Estimating jaguar population density using camera-traps: A comparison with radio-telemetry estimates. *Journal of Zoology* 285:39–45.

- O'Brien, T. G., M. F. Kinnaird, y H. T. Wibisono. 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation* 6:131–139.
- O'Brien, T. G. 2011. Abundance, density and relative abundance: a conceptual framework. Páginas 71–96 en A. F. O'Connell, J. D. Nichols, y K. U. Karanth, editores. *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Springer, New York, New York, USA'.
- O'Brien, T. 2010. *Wildlife Picture Index: Implementation Manual Version 1.0*. WCS Working Paper Number 39. Wildlife Conservation Society, Bronx, New York, USA.
- Onorato, D., C. White, P. Zager, y L. P. Waits. 2006. Detection of predators via mtDNA analysis using hair and scat collected at elk calf mortality sites. *Wildlife Society Bulletin* 34:815–820.
- Otis, D. L. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs* 62:1–135.
- Panthera. 2013. Jaguars. <http://www.panthera.org/species/jaguar>.
- Pavlik, S. 2003. Rohonas and Spotted Lions: The Historical and Cultural Occurrence of the Jaguar, *Panthera onca*, Among the Native Tribes of the American Southwest. *Wicazo Sa Review* 18:157–175.
- Pearce, J. L., y M. S. Boyce. 2006. Modelling distribution and abundance with presence-only data. *Journal of Applied Ecology* 43:405–412.
- Piggott, M. P., y A. C. Taylor. 2003. Remote collection of animal DNA and its applications in conservation management and understanding the population biology of rare and cryptic species. *Wildlife Research* 30:1.
- Plummer, M. 2003. JAGS: A program for analysis of Bayesian graphical models using Gibbs sampling. Páginas 20–22 en K. Hornik, F. Leisch, y A. Zeileis, editores. *Proceedings of the 3rd International Workshop on Distributed Statistical Computing*. Technische Universität Wien, Vienna, Austria.
- Polisar, J., I. Maxit, D. Scognamillo, L. E. Farrell, M. Sunquist, y J. F. Eisenberg. 2003. Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. *Biological Conservation* 109:297–310.
- Polisar, J., T. G. O'Brien, S. M. Matthews, J. P. Beckmann, E. Sanderson, O. C. Rosas-Rosas, y C. A. Lopez-Gonzalez. 2014. Review of jaguar survey and monitoring techniques and methodologies. Wildlife Conservation Society final report to the U.S. Fish and Wildlife Service in response to Solicitation F13PX01563, submitted March 27, 2014. 110 pp. plus appendices.

- Pollock, K. H., J. D. Nichols, C. Brownie, y J. E. Hines. 1990. Statistical inference for capture-recapture experiments. *Wildlife Monographs* 107:3–97.
- Pollock, K. H., J. D. Nichols, y K. U. Karanth. 2012. Estimating demographic parameters. Páginas 169–187 *en* L. Boitani y R. A. Powell, editores. *Carnivore Ecology and Conservation*. Oxford University Press, New York, New York, USA.
- Pollock, K. H., J. D. Nichols, T. R. Simons, G. L. Farnsworth, L. L. Bailey, y J. R. Sauer. 2002. Large scale wildlife monitoring studies: statistical methods for design and analysis. *Environmetrics* 13:105–119.
- Pollock, K. H., S. R. Winterstein, C. M. Bunck, y P. D. Curtis. 1989a. Survival analysis in telemetry studies: the staggered entry design. *Journal of Wildlife Management* 53:7–15.
- Pollock, K. H., S. R. Winterstein, y M. H. Conroy. 1989b. Estimation and analysis of survival distributions for radiotagged animals. *Biometrics* 45:99–109.
- Pollock, K. H. 1982. A capture-recapture design robust to unequal probability of capture. *Journal of Wildlife Management* 46:752–757.
- Portella, T. P., D. R. Bilski, F. C. Passos, y M. R. Pie. 2013. Assessing the efficacy of hair snares as a method for noninvasive sampling of Neotropical felids. *Zoologia* 30:49–54.
- Powell, R. A. 2000. Animal home ranges and territories and home range estimators. Páginas 65–110 *en* L. Boitani y T. K. Fuller, editores. *Research Techniques in Animal Ecology Controversies and Consequences*. Columbia University Press, New York, New York, USA.
- Powell, R. A. 2012. Movements, home ranges, activity, and dispersal. Páginas 188–217 *en* L. Boitani y R. A. Powell, editores. *Ecology and conservation of carnivores: A handbook of techniques*. Oxford University Press, New York, New York, USA.
- Pradel, R. 1996. Utilization of capture-mark-recapture for the study of recruitment and population growth rate. *Biometrics* 52:703–709.
- Du Preez, B. D., A. J. Loveridge, y D. W. Macdonald. 2014. To bait or not to bait: a comparison of camera trapping-methods for estimating leopard *Panthera pardus* density. *Biological Conservation* 176:153–161.
- Proctor, M. F., B. N. McClellan, C. Strobeck, y R. M. R. Barclay. 2004. Gender-specific dispersal distances of grizzly bears estimated by genetic analysis. *Canadian Journal of Zoology* 82:1108–1118.
- Proctor, M. F., D. Paetkau, B. N. McLellan, G. B. Stenhouse, K. C. Kendall, R. D. Mace, W. F. Kasworm, C. Servheen, C. L. Lausen, M. L. Gibeau, W. L. Wakkinen, M. A. Haroldson, G. Mowat, C. D. Apps, L. M. Ciarniello, R. M. R. Barclay, M. S. Boyce, C. C. Schwartz, y C.

- Strobeck. 2012. Population fragmentation and inter-ecosystem movements of grizzly bears in western Canada and the northern United States. *Wildlife Monographs* 1–46.
- Proulx, G., M. Cattet, y R. Powell. 2012. Humane and efficient capture and handling methods for carnivores. Páginas 70–129 *en* L. Boitani y R. A. Powell, editores. *Carnivore ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford University Press, New York, New York, USA.
- R Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<http://www.r-project.org/>>.
- Rabinowitz, A., y B. G. Nottingham. 1986. Ecology and behavior of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *Journal of Zoology*, London 210:149–159.
- Rabinowitz, A. R. 1999. The present status of jaguars (*Panthera onca*) in the Southwestern United States. *The Southwestern Naturalist* 44:96–100.
- Rabinowitz, A., y K. Zeller. 2010. Un modelo de conectividad de paisaje y conservación para el jaguar, *Panthera onca*, a lo largo de su distribución. *Biological Conservation* 143:939–945.
- Ramírez-Flores, O. M., y P. Oropeza-Huerta. 2007. Acciones oficiales para la conservación del jaguar en México: perspectivas a mediano plazo. Páginas 171–178 *en* G. Ceballos, C. Chávez, R. List, y H. Zarza, editores. *Conservación y manejo del jaguar en México: estudios de caso y perspectivas*. Conabio - Alianza WWF- Telcel – Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico City, Mexico.
- Rich, L. N., M. J. Kelly, R. Sollmann, A. J. Noss, L. Maffei, R. L. Arispe, A. Paviolo, C. D. De Angelo, Y. E. Di Blanco, y M. S. Di Bitetti. 2014. Comparing capture-recapture, mark-resight, and spatial mark-resight models for estimating puma densities via camera traps. *Journal of Mammalogy* 95:382–391.
- Riggs, M. R., y K. H. Pollock. 1992. A risk ratio approach to multivariable analysis of survival in longitudinal studies in wildlife populations. Páginas 74–89 *en* D. R. McCullough y R. H. Barrett, editores. *Wildlife 2001: populations*. Elsevier Science Publishers, London, England.
- Ripple, W. J., J. A. Estes, R. L. Beschta, C. C. Wilmers, E. G. Ritchie, M. Hebblewhite, J. Berger, B. Elmhagen, M. Letnic, M. P. Nelson, O. J. Schmitz, D. W. Smith, A. D. Wallach, y A. J. Wirsing. 2014. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science* 343:151–162.
- Robinson, H. S., R. B. Weilgus, H. S. Cooley, y S. W. Cooley. 2008. Sink populations in carnivore management: cougar demography and immigration in a hunted population. *Ecological Applications* 18:1028–1037.

- Roloff, G. J., J. J. Millspaugh, R. A. Gitzen, y G. C. Brundige. 2001. Validation tests of a spatially explicit habitat effectiveness model for Rocky Mountain elk. *Journal of Wildlife Management* 65:899–914.
- Rosas-Rosas, O., L. Bender, y R. Valdez. 2008. Jaguar and puma predation on cattle calves in Northeastern Sonora, Mexico. *Rangeland Ecology and Management* 61:554–560.
- Rosas-Rosas, O., y L. Bender. 2012. Population status of jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in northeastern Sonora, Mexico. *Acta Zoologica Mexicana* 28:86–101.
- Rosas-Rosas, O. C., L. C. Bender, y R. Valdez. 2010. Habitat correlates of jaguar kill-sites of cattle in Northeastern Sonora, Mexico. *Human-Wildlife Interactions* 4:103–111.
- Rosas-Rosas, O. C., y H. Lopez-Soto. 2002. Status and distribution of the jaguar in Nuevo León, Mexico. Páginas 393–401 en R. A. Medellín, C. Equihua, C. L. B. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. W. Sanderson, y A. B. Taber, editores. *El jaguar en el nuevo milenio*. Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, Fondo de Cultura Económica, México, D.F., México.
- Rosas-Rosas, O. C., y R. Valdez. 2010. The role of landowners in jaguar conservation in Sonora, Mexico. *Conservation Biology* 24:366–371.
- Rosas-Rosas, O. C. 2006. Ecological status and conservation of jaguars (*Panthera onca*) in Northeastern Sonora, Mexico. New Mexico State University, Las Cruces, New Mexico.
- Ross, I. P., y M. G. Jalkotzy. 1992. Characteristics of a hunted population of cougars in southwestern Alberta. *Journal of Wildlife Management* 56:417–426.
- Royle, J. A., R. B. Chandler, R. Sollmann, y B. Gardner. 2014. *Spatial capture-recapture*. Academic Press, Waltham, Maryland, USA.
- Royle, J. A., y B. Gardner. 2011. Hierarchical spatial capture-recapture models for estimating density from trapping arrays. Páginas 163–190 en A. F. O’Connell, J. D. Nichols, y K. U. Karanth, editores. *Camera Traps in Ecology: Methods and Analyses*. Springer, Tokyo, Japan.
- Royle, J. A., M. Kéry, y J. Guélat. 2011. Spatial capture-recapture models for search-encounter data. *Methods in Ecology and Evolution* 2:602–611.
- Royle, J. A., y J. D. Nichols. 2003. Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecology* 84:777–790.
- Royle, J. A., T. R. Stanley, y P. M. Lukacs. 2008. Statistical modeling and inference from carnivore survey data. Páginas 293–312 en R. Long, P. McKay, J. Ray, y W. Zielinski, editors. *Noninvasive Survey Methods for Carnivores*. Island Press, Washington, D.C., USA.

- Royle, J. A., y K. Young. 2008. A hierarchical model for spatial capture-recapture data. *Ecology* 89:2281–2289.
- Ruiz-García, M., L. F. Pacheco, y D. Álvarez. 2009. Genetic characterization of the Bolivian Andean puma (*Puma concolor*) at the Sajama National Park (SNP) and relationships with other north-western South American puma populations. *Revista Chilena de Historia Natural* 82:97–117.
- Russell, R. E., J. A. Royle, R. Desimone, M. K. Schwartz, V. L. Edwards, K. P. Pilgrim, y K. S. McKelvey. 2012. Estimating abundance of mountain lions from unstructured spatial sampling. *Journal of Wildlife Management* 76:1551–1561.
- Ruth, T. K., P. C. Buotte, y H. B. Quigley. 2010. Comparing ground telemetry and global positioning system methods to determine cougar kill rates. *Journal of Wildlife Management* 74:1122–1133.
- Ruth, T. K., M. A. Haroldson, K. M. Murphy, P. C. Buotte, M. G. Hornocker, y H. B. Quigley. 2011. Cougar survival and source-sink structure on Greater Yellowstone's Northern Range. *Journal of Wildlife Management* 75:1381–1398.
- Rutledge, L., J. J. Holloway, B. R. Patterson, y B. N. White. 2009. An improved field method to obtain DNA for individual identification from wolf scat. *Journal of Wildlife Management* 73:1430–1435.
- Sage, R. B. 1846. *Scenes in the Rocky Mountains: And in Oregon, California, New Mexico, Texas, and the Grand Prairies: or, Notes by the Way, During an Excursion of Three Years, with a Description of the Countries Passed through, Including Their Geography, Geology, Resourc.* Carey & Hart, Philadelphia, Pennsylvania, USA.
- Salom-Pérez, R., S. E. Carrillo Percastegui, J. C. Sáenz, y J. M. Mora. 2007. Critical condition of the jaguar *Panthera onca* population in Corcovado National Park, Costa Rica. *Oryx* 41:51–56.
- Sánchez-Rojas, G., S. Gallina, y S. Mandujano. 1997. Área de actividad y uso del hábitat de los venados cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en un bosque tropical de la costa de Jalisco, México. *Acta Zoológica Mexicana* 72:39–54.
- Sanderson, E. W., y K. Fisher. 2011. *Digital mapping in support of recovery planning for the northern jaguar.* Wildlife Conservation Society, Bronx, New York, USA.
- Sanderson, E. W., y K. Fisher. 2013. *Jaguar habitat modeling and database update.* Wildlife Conservation Society, Bronx, New York, USA.
- Sanderson, E. W., K. H. Redford, C.-L. B. Chetkiewicz, R. Medellín, A. Rabinowitz, J. G. Robinson, y A. B. Taber. 2002. Planning to save a species: the jaguar as a model. *Conservation Biology* 16:58–72.

- Schmitt, C. G., y C. L. Hayes. 2003. Jaguar (*Panthera onca*) reports and records from New Mexico [January 2003 update]. New Mexico Department of Game and Fish, Santa Fe, New Mexico, USA.
- Schufeldt, R. W. 1929. The mountain lion, ocelots, lynxes and their kin. *American Forestry* 27:629–636.
- Schwartz, C. C., M. A. Haroldson, G. C. White, R. B. Harris, S. Cherry, K. A. Keating, D. Moody, y C. Servheen. 2006. Temporal, spatial, and environmental influences on the demographics of grizzly bears in the Greater Yellowstone Ecosystem. *Wildlife Monographs* 161:1–68.
- Schwartz, C. C., M. A. Haroldson, y G. C. White. 2010. Hazards affecting grizzly bear survival in the Greater Yellowstone Ecosystem. *Journal of Wildlife Management* 74:654–667.
- Schwartz, M. K., y S. L. Monfort. 2008. Genetic and endocrine tools for carnivore surveys. Páginas 238–262 en R. A. Long, P. MacKay, W. J. Zielinski, y J. C. Ray, editores. *Noninvasive survey methods for carnivores*. Island Press, Washington DC, USA.
- Scognamillo, D., I. E. Maxit, M. Sunquist, y J. Polisar. 2003. Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. *Journal of Zoology* 259:269–279.
- Seber, G. A. F. 1965. A note on the multiple recapture census. *Biometrika* 52:249–259.
- Seidensticker, J., M. G. Hornocker, y W. V. Wiles. 1973. Mountain lion social organization in the Idaho Primitive Area. *Wildlife Monographs* 35:3–60.
- SEMARNAT. 2010. NORMA Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Secretaría de Medio Ambiente. Estado Unidos Mexicanos.
- Seton, E. T. 1929. *Lives of game animals*. Doubleday & Company, Inc., New York, New York, USA.
- Seutin, G., B. N. White, y P. T. Boag. 1991. Preservation of avian blood and tissue samples for DNA analyses. *Canadian Journal of Zoology* 69:82–90.
- Seymour, K. L. 1989. *Panthera onca*. *Mammalian Species* 340:1–9.
- Sharma, R. K., Y. Jhala, Q. Qureshi, J. Vattakaven, R. Gopal, y K. Nayak. 2010. Evaluating capture-recapture population and density estimation of tigers in a population with known parameters. *Animal Conservation* 13:94–103.

- Silver, S., L. Ostro, L. K. Marsh, L. Maffei, A. Noss, M. J. Kelly, R. B. Wallace, H. Gómez, G. Ayala, y G. A. Crespo. 2004. The use of camera traps for estimating jaguar abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38:148–154.
- Silver, S. 2004. Assessing jaguar abundance using remotely triggered cameras. Wildlife Conservation Society, Bronx, New York, USA.
- Silverman, B. W. 1986. Density estimation for statistics and data analysis. Chapman and Hall, London, England.
- Sinclair, A. R. E., J. Fryxell, y G. Caughley, editors. 2005. Wildlife ecology and management. 2nd edition. Blackwell Science, London, England.
- Smith, D. A., K. Ralls, B. L. Cypher, y J. E. Maldonado. 2005. Assessment of scat-detection dog surveys to determine kit fox distribution. *Wildlife Society Bulletin* 33:897–904.
- Smith, D. A., K. Ralls, A. Hurt, B. Adams, M. Parker, B. Davenport, M. C. Smith, y J. E. Maldonado. 2003. Detection and accuracy rate of dogs trained to find scats of San Joaquin kit foxes (*Vulpes macrotis mutica*). *Animal Conservation* 6:339–346.
- Smith, D. W., E. E. Bangs, J. K. Oakleaf, C. Mack, J. Fontaine, M. J. Boyd, D. H. Pletscher, C. C. Niemeyer, T. J. Meier, D. R. Stahler, J. Holyan, V. J. Asher, y D. L. Murray. 2010. Survival of colonizing wolves in the northern Rocky Mountains of the United States, 1982–2004. *Journal of Wildlife Management* 74:620–634.
- Soisalo, M. K., y S. M. C. Cavalcanti. 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture–recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation* 129:487–496.
- Sollmann, R., M. M. Furtado, B. Gardner, H. Hofer, A. T. A. Jácomo, N. M. Tôrres, L. Silveira, A. T. A. Jacomo, N. M. Torres, y A. T. de Almeida Jácomo. 2011. Improving density estimates for elusive carnivores: Accounting for sex-specific detection and movements using spatial capture-recapture models for jaguars in central Brazil. *Biological Conservation* 144:1017–1024.
- Sollmann, R., M. M. Furtado, H. Hofer, A. T. A. Jacomo, N. M. Torres, y L. Silveira. 2012a. Using occupancy models to investigate space partitioning between two sympatric large predators, the jaguar and puma in central Brazil. *Biological Conservation* 77:41–46.
- Sollmann, R., B. Gardner, y J. L. Belant. 2012b. How does spatial study design influence density estimates from spatial capture-recapture models? *PLoS ONE* 7:e34575.
- Sollmann, R., B. Gardner, R. B. Chandler, D. B. Shindle, D. P. Onorato, J. A. Royle, y A. F. O’Connell. 2013a. Using multiple data sources provides density estimates for endangered Florida panther. *Journal of Applied Ecology* 50:961–968.

- Sollmann, R., A. Mohamed, H. Samejima, y A. Wilting. 2013*b*. Risky business or simple solution - relative abundance indices from camera-trapping. *Biological Conservation* 159:405–412.
- Stanley, T. R., y K. P. Burnham. 1999. A closure test for time-specific capture-recapture data. *Environmental and Ecological Statistics* 6:197–209.
- Strong, W. D. 1926. Indian Records of California Carnivores. *Journal of Mammalogy* 7:59–60.
- Sun, C. C., A. K. Fuller, y J. A. Royle. 2014. Trap configuration and spacing influences parameter estimates in spatial capture-recapture models. *PLoS ONE* 9:e88025.
- Sunarto, S., M. J. Kelly, K. Parakkasi, S. Klenzendorf, E. Septayuda, y H. Kurniawan. 2012. Tigers Need Cover: Multi-Scale Occupancy Study of the Big Cat in Sumatran Forest and Plantation Landscapes. *PLoS ONE* 7.
- Sunarto, R. Sollmann, A. Mohamed, y M. J. Kelly. 2013. Camera trapping for the study and conservation of tropical carnivores. *The Raffles Bulletin of Zoology* 28:21–42.
- Swank, W. G., y J. G. Teer. 1989. Status of the jaguar—1987. *Oryx* 23:14.
- Tambling, C. J., E. Z. Cameron, J. T. Du Toit, y W. M. Getz. 2010. Methods for locating African lion kills using global positioning system movement data. *Journal of Wildlife Management* 74:549–556.
- Tobler, M. W., y G. V. N. Powell. 2013. Estimating jaguar densities with camera traps: Problems with current designs and recommendations for future studies. *Biological Conservation* 159:109–118.
- Treves, A., y K. U. Karanth. 2003. Human-carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. *Conservation Biology* 17:1–9.
- Troeng, S. 2001. Jaguars increase their take of green turtles at Tortuguero. *Velador: Sea Turtle Conservancy Newsletter*. <<http://www.conserveturtles.org/velador.php?page=velart29>>.
- Turchin, P. 1998. *Quantitative analysis of movement: measuring and modeling population redistribution in animals and plants*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, USA.
- U.S. Fish and Wildlife Service. 1994. Endangered and threatened wildlife and plants; proposed endangered status for the jaguar in the United States. *Federal Register* 59:35674–35679.
- U.S. Fish and Wildlife Service. 1997. Endangered and Threatened Wildlife and Plants; Final Rule To Extend Endangered Status for the Jaguar in the United States. *Federal Register* 62:39147–39157.

- U.S. Fish and Wildlife Service. 2012. Recovery outline a for the jaguar (*Panthera onca*). US Fish and Wildlife Service, Tucson, Arizona, USA.
- U.S. Fish and Wildlife Service. 2014. Endangered and threatened wildlife and plants; designation of critical habitat for jaguar; final rule. Federal Register 79:12572–12654.
- Valdez, R., A. Martínez-Mendoza, y O. C. Rosas-Rosas. 2002. Ecology and management of large mammals in North America. Páginas 367–378 en R. A. Medellín, C. Equihua, C. L. B. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. W. Sanderson, y A. B. Taber, editores. El jaguar en el nuevo milenio. Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, and Fondo de Cultura Económica, México, D.F., México.
- Valdez, R. 1999. Jaguar. Páginas 378–388 en S. Demarais y P. R. Krausman, editores. Ecology and management of large mammals in North America. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, USA.
- Venables, W. N., y B. D. Ripley. 1994. Modern applied statistics using S-Plus. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Viscarra, M. E., G. Ayala, R. B. Wallace, y R. Nallar. 2011. The use of commercial perfumes for studying jaguars. CAT News 54.
- Vynne, C., J. R. Skalski, R. B. Machado, M. J. Groom, A. T. A. Jácomo, J. Marinho-Filho, M. B. R. Neto, C. Pomilla, L. Silveira, H. Smith, y S. K. Wasser. 2011. Effectiveness of scat-detection dogs in determining species presence in a tropical savanna landscape. Conservation Biology 25:154–162.
- Wallace, R. B., H. Gomez, G. Ayala, y F. Espinoza. 2003. Camera trapping for jaguar in the Tuichi Valley. 10:133–139.
- Wasser, S. K., B. Davenport, E. R. Ramage, K. E. Hunt, M. Parker, C. Clarke, y G. Stenhouse. 2004. Scat detection dogs in wildlife research and management: application to grizzly and black bears in the Yellowhead Ecosystem, Alberta, Canada. Canadian Journal of Zoology 82:475–492.
- Wasser, S. K., J. L. Keim, M. L. Taper, y S. R. Lele. 2011. The influences of wolf predation, habitat loss, and human activity on caribou and moose in the Alberta oil sands. Frontiers in Ecology and the Environment 10:546–551.
- Wegge, P., C. P. Pokheral, y S. R. Jnawali. 2004. Effects of trapping effort and trap shyness on estimates of tiger abundance from camera trap studies. Animal Conservation 7:251–256.
- Wells, A. G., C. C. Blair, E. O. Garton, C. G. Rice, J. S. Horne, J. L. Rachlow, y D. O. Wallin. 2014. The Brownian bridge synoptic model of habitat selection and space use for animals using GPS telemetry data. Ecological Modelling 273:242–250.

- Whipple, A. W., T. Ewand, y W. S. Turner. 1856. Report Upon the Indian Tribes. Executive Document 91. U.S. Congress 33, 3rd session, Washington, D.C., USA.
- White, G. C., D. R. Anderson, K. P. Burnham, y D. L. Otis. 1982. Capture-recapture and removal methods for sampling closed populations. LA-8787-NERP. Los Alamos National Laboratory, Los Alamos, New Mexico, USA.
- White, G. C., y K. P. Burnham. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46 Supplem:120–138.
- White, G. C., y R. A. Garrott, editores. 1990. Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press, San Diego, California, USA.
- White, G. C., y M. T. Shenk. 2001. Population estimation with radio-marked individuals. Páginas 329–350 *en* J. Millspaugh y J. M. Marzluff, editores. Radio tracking and animal populations. Academic Press, San Diego, California, USA.
- Williams, B. K., J. D. Nichols, y M. J. Conroy. 2002. Analysis and management of animal populations. Academic Press, New York, New York, USA.
- Wilson, K. R., y D. R. Anderson. 1985. Evaluation of two density estimators of small mammal population size. *Journal of Mammalogy* 66:13–21.
- Woods, J. G., D. Paetkau, D. Lewis, B. N. McLellan, M. F. Proctor, y C. Strobeck. 1999. Genetic tagging of free-ranging black and brown bears. *Wildlife Society Bulletin* 27:616–627.
- Wulsch, C., L. P. Waits, y M. J. Kelly. 2014. Noninvasive individual and species identification of jaguars (*Panthera onca*), pumas (*Puma concolor*) and ocelots (*Leopardus pardalis*) in Belize, Central America using cross-species microsatellites and faecal DNA. *Molecular Ecology Resources* (In press).
- Wulsch, C. 2013. Noninvasive tracking of jaguars and co-occurring felids in Belize by combining molecular scatology, remote camera trapping and GIS. Dissertation. Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, VA, USA.
- Yackulic, C. B., E. W. Sanderson, y M. Uriarte. 2011a. Anthropogenic and environmental drivers of modern range loss in large mammals. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108:4024–4029.
- Yackulic, C. B., S. Strindberg, F. Maisels, y S. Blake. 2011b. The spatial structure of hunter access determines the local abundance of forest elephants (*Loxodonta africana cyclotis*). *Ecological Applications* 21:1296–1307.
- Zarza, H., C. Chávez, y G. Ceballos. 2010. Asesoría para la coordinación e integración de los trabajos realizados sobre las poblaciones de jaguar en México. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico City, Mexico.

Zeller, K. a., S. Nijhawan, R. Salom-Pérez, S. H. Potosme y J. E. Hines. 2011. Integrating occupancy modeling and interview data for corridor identification: a case study for jaguars in Nicaragua. *Biological Conservation* 144:892–901.

Zeller, K., K. McGarigal, P. Beier, S. Cushman, T. Vickers, y W. Boyce. 2014. Sensitivity to landscape resistance estimates based on point selection functions to scale and behavioral state: pumas as a case study. *Landscape Ecology* 29:514–557.

Zeller, K. 2007. *Jaguars in the new millennium data set update: the state of jaguar in 2006*. WCS. Wildlife Conservation Society, Bronx, New York, USA.

Zimmerman, A., M. J. Walpole, y N. Leader-Williams. 2005. Cattle ranchers' attitudes to conflicts with jaguar *Panthera onca* in the Pantanal of Brazil. *Oryx* 39:406–412.

Cuadro 1. La Unidad de Recuperación del Noroeste (NRU) por componentes.

Componentes de NRU	Área Total ^a km ²	Hábitat Apto ^b km ²	Hábitat Núcleo ^c km ²
Márgenes Área Secundaria – Porción de EEUU	29.021	6.682	0.0
Márgenes Área Secundaria – Porción de México	33.955	22.915	431
Área Núcleo Sonora	77.710	67.889	28.294
Área Secundaria Sinaloa	31.191	28.753	18.847
Área Núcleo Jalisco /Sub-población de Sinaloa	59.949	44.404	26.315

^a Estimación del área total extraída de Sanderson y Fisher (2013).

^b Las estimaciones de “Hábitat Apto” representan el área con un índice de aptitud mayor a cero, basado en la cobertura boscosa, terreno accidentado, distancia al agua, influencia humana y ecorregiones (Sanderson y Fisher 2013).

^c Las estimaciones de “Hábitat Núcleo” representan todo el hábitat apto que tiene una densidad de jaguar modelada (basado en la relación del modelo de aptitud del hábitat con densidades observadas en la NRU) igual o mayor a un jaguar por cada 100 km² y que tienen bloques continuos de área capaz de alojar 3 o más hembras (Sanderson y Fisher 2013).

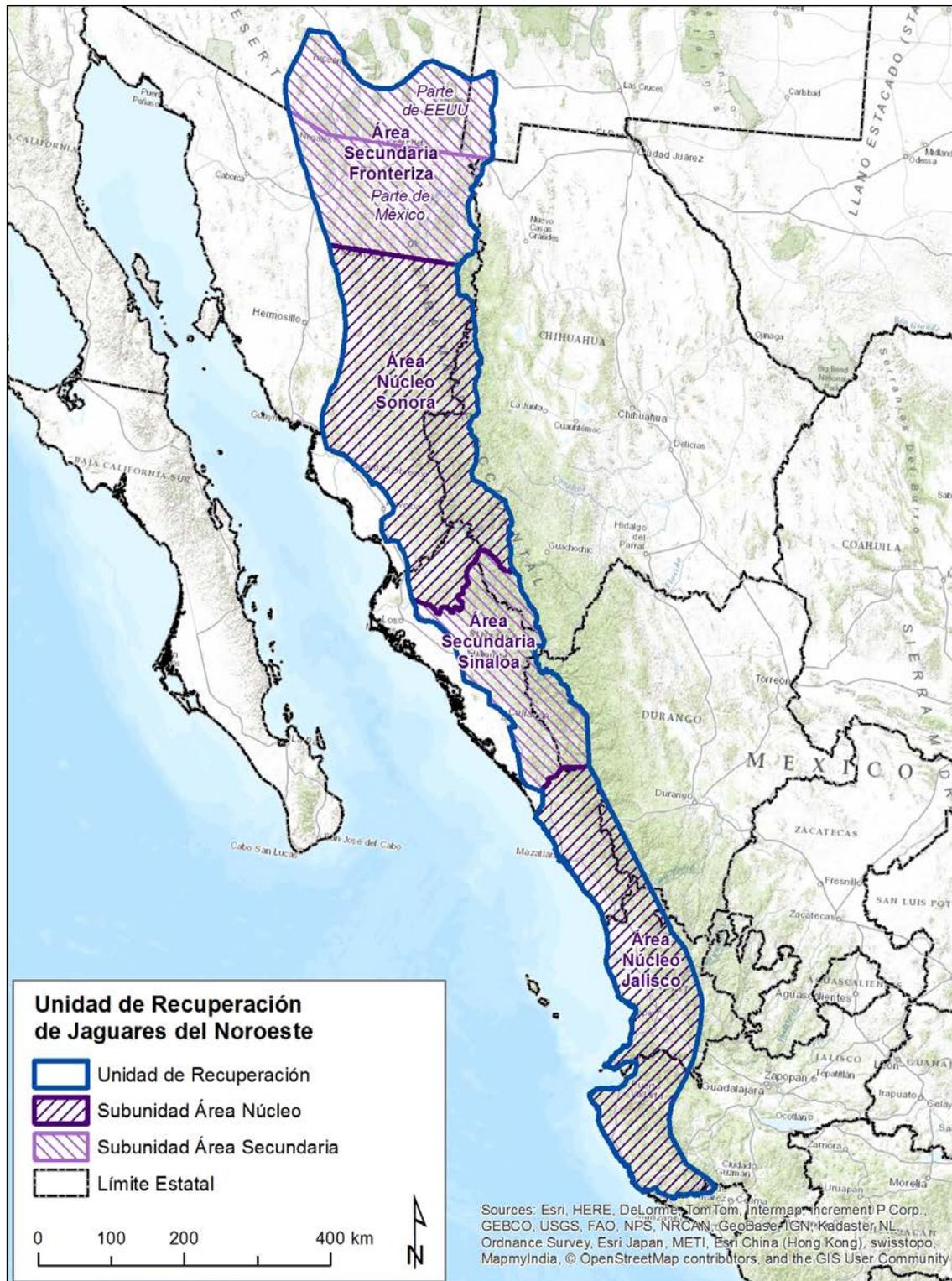


Figura 1. Los 226.826 km² de la Unidad de Recuperación del Jaguar del Noroeste (NRU) se extienden a lo largo de la frontera entre Estados Unidos y México con 29.021 km² en Estados Unidos y 197.805 km² en México.

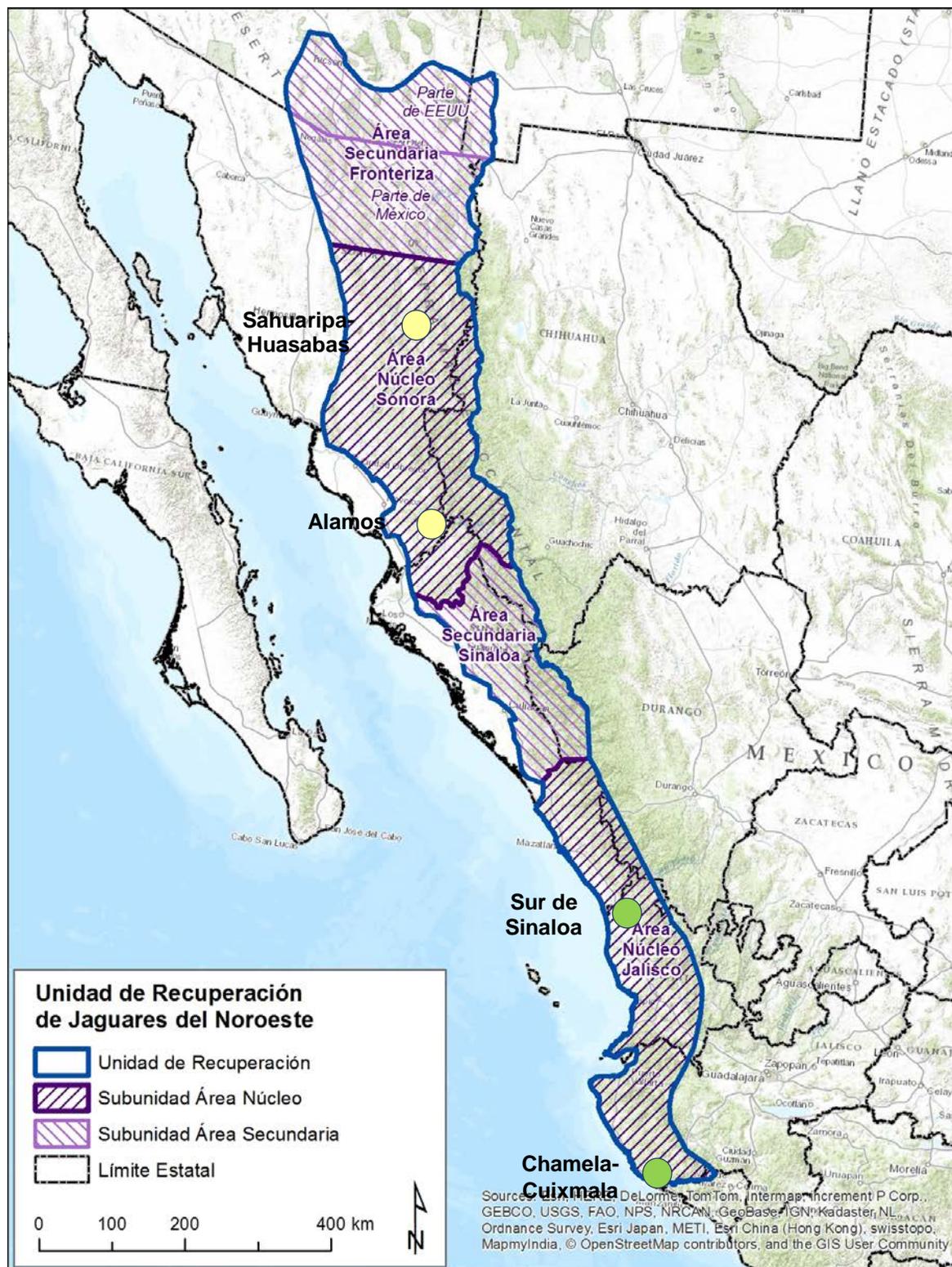


Figura 2. Las poblaciones reproductivas conocidas en el Área Núcleo Sonora están en Sahuaripa-Huasabas y Alamos (puntos amarillos), y en el Área Núcleo Jalisco están en el sur de Sinaloa y en Chamela-Cuixmala (puntos verdes).

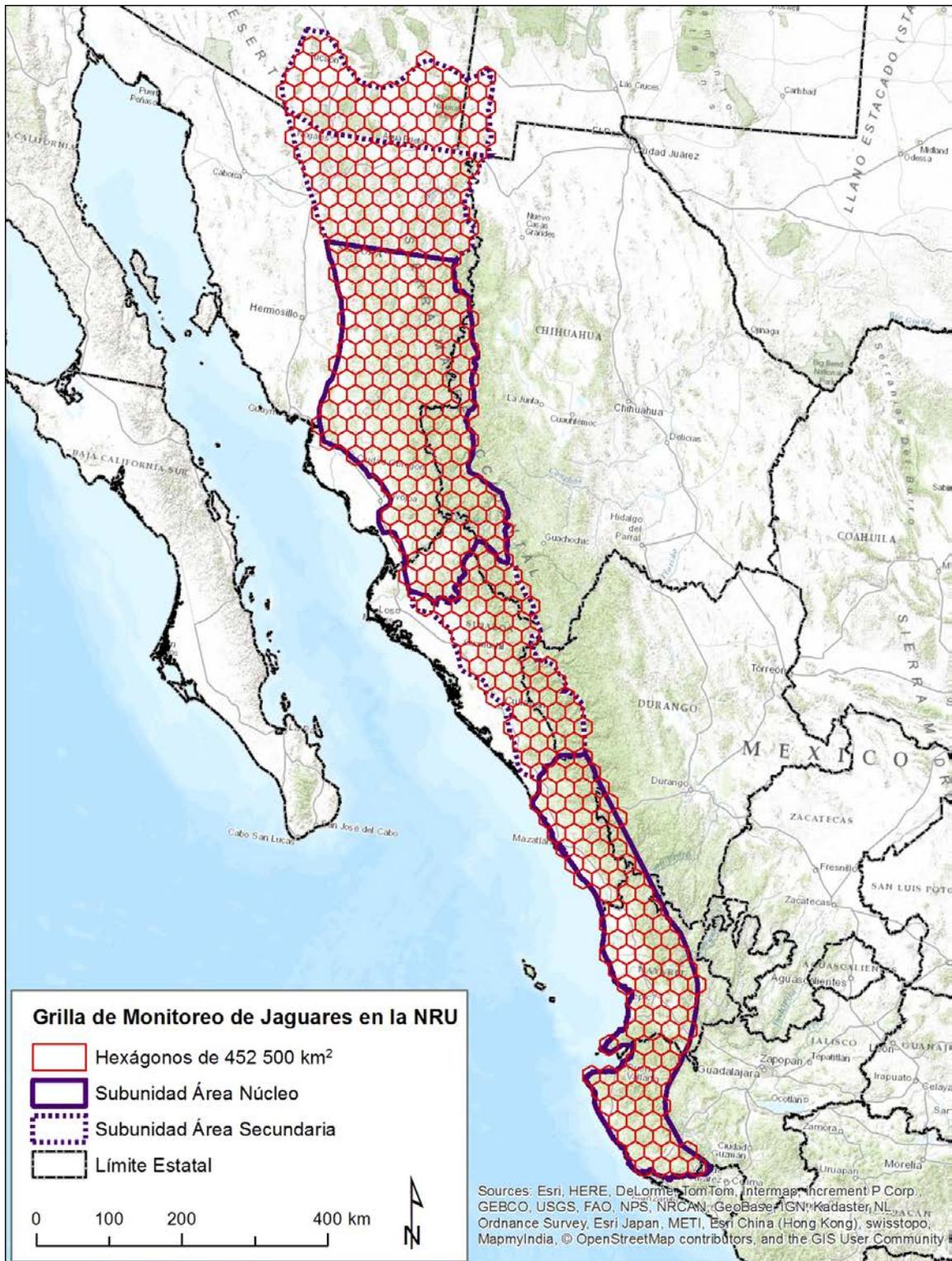


Figura 3. La grilla de hexágonos de 452.500 km² en los 226.826 km² de la Unidad de Recuperación de Jaguares del Noroeste (NRU).

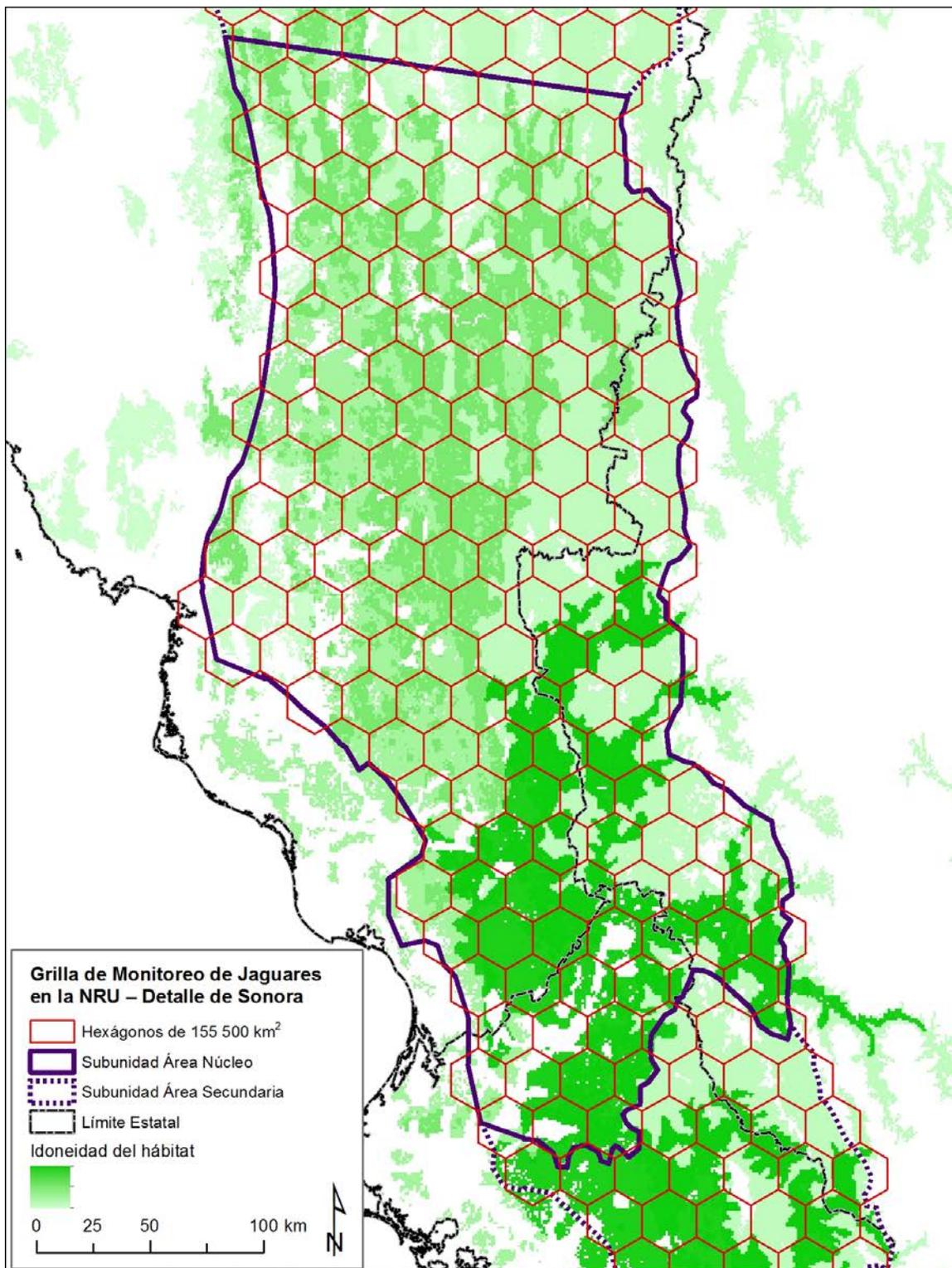


Figura 4. La grilla de hexágonos de 155.500 km² en los 77.710 km² del Área Núcleo Sonora al norte de México. En el índice de aptitud del hábitat a una resolución de 1 km, indica que el verde más oscuro es una aptitud mayor (Sanderson y Fisher 2013).

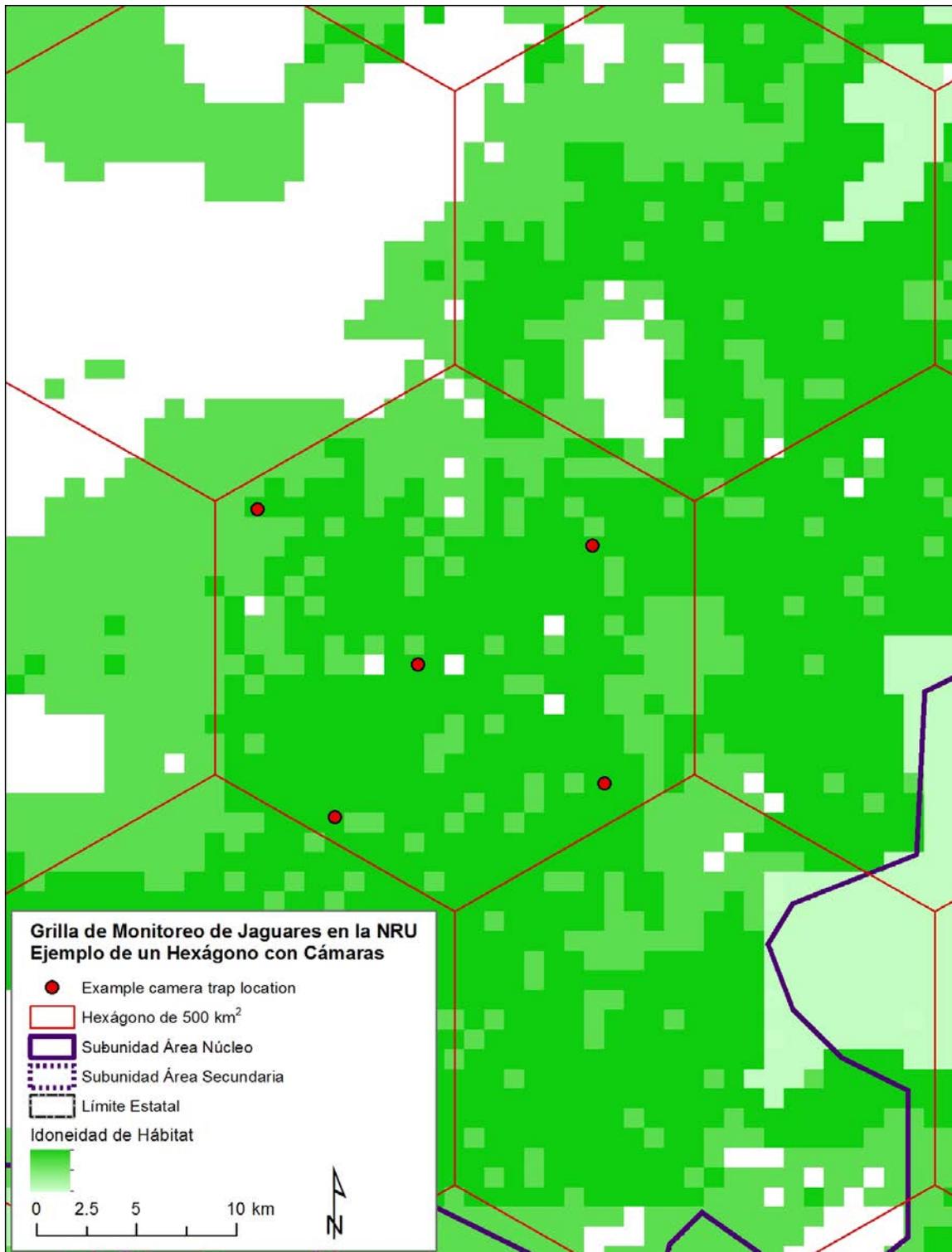


Figura 5. Ubicación de las trampas cámara individuales en un hexágono de 500 km² en los 77.710 km² del Área Núcleo Sonora en el norte de México. Se muestra el índice de aptitud del hábitat a una resolución de 1 km², donde el verde más oscuro indica mayor aptitud (Sanderson y Fisher 2013).

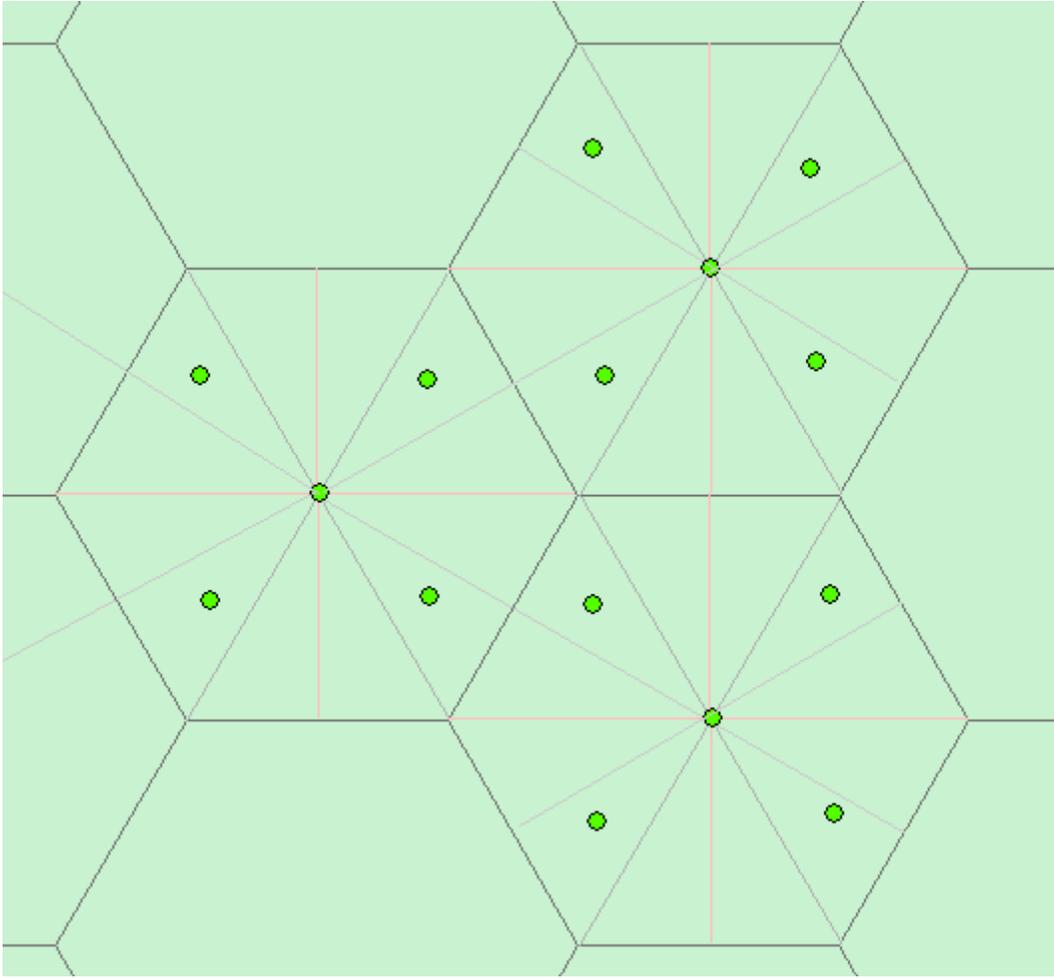


Figura 6. Distribución posible de las trampas cámara dentro de cada hexágono para maximizar la cobertura espacial.



Figura 7. Guido Ayala y María Vizcarra probando dos trampas cámara instaladas a lados opuestos de un camino en Bolivia. Foto de Julie Maher.



Figura 8. Muestreo con trampas cámara usando cámaras pareadas en la Cuenca del Alto Caura, Bosques del Escudo Guayanés, Venezuela. Foto de Lucy Perera.

record_id	lat	long	date_year	date_month	date_day	date_time	identity_type	lifestage_type	sex_type

Figura 9. Planilla estándar para la tabla en formato .xlsx o .csv que está en proceso de elaboración. Provisionalmente presenta estas columnas.

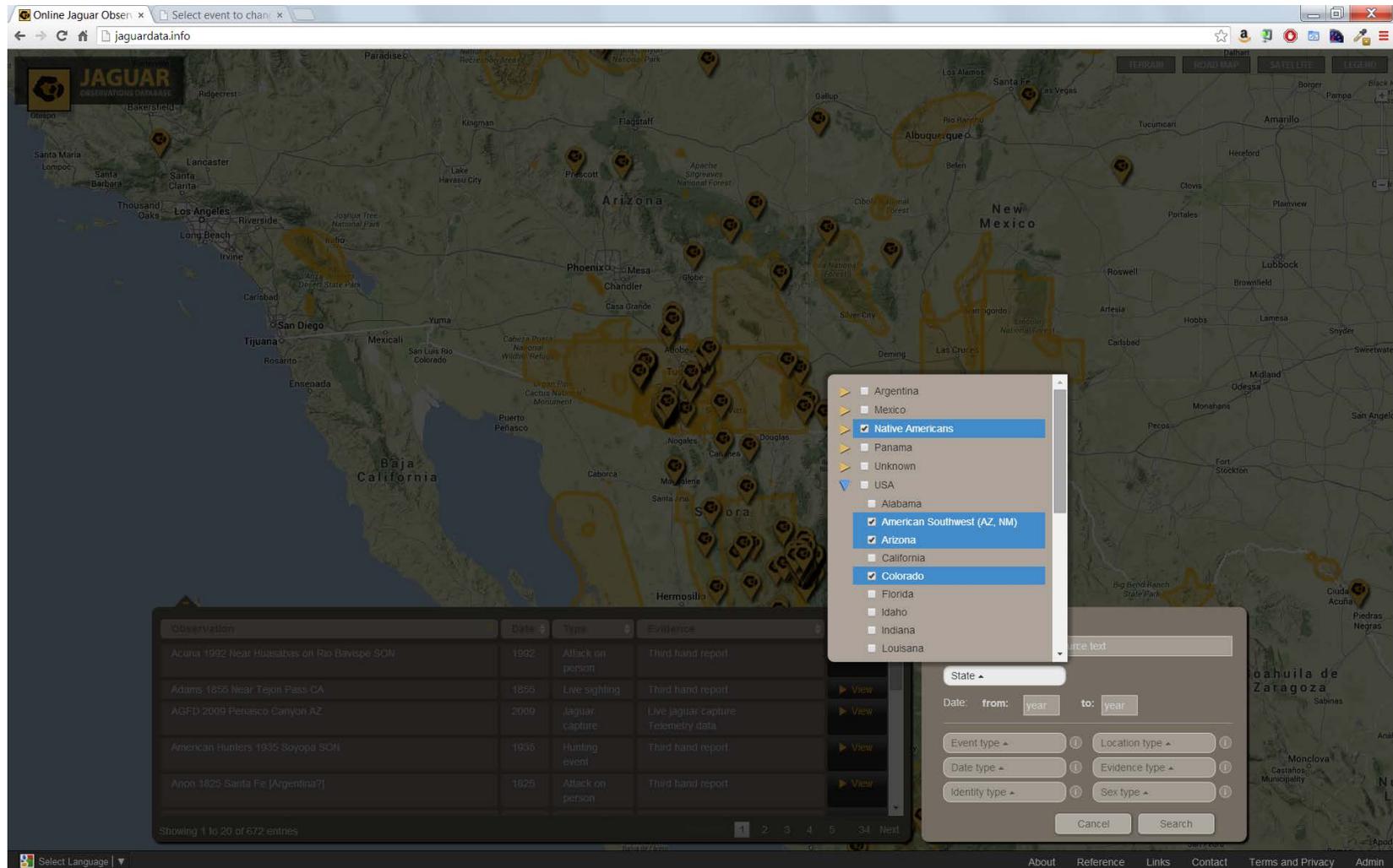


Figura 10. Interfaz pública para la base de datos de observaciones de jaguares (<http://jaguardata.info/>) desarrollada por Wildlife Conservation Society, mostrando los comandos que permiten al usuario realizar filtros por texto, ubicación geográfica, año, tipo de evento, detalles de la ubicación y fecha, tipo de evidencia e identificación individual y sexo.

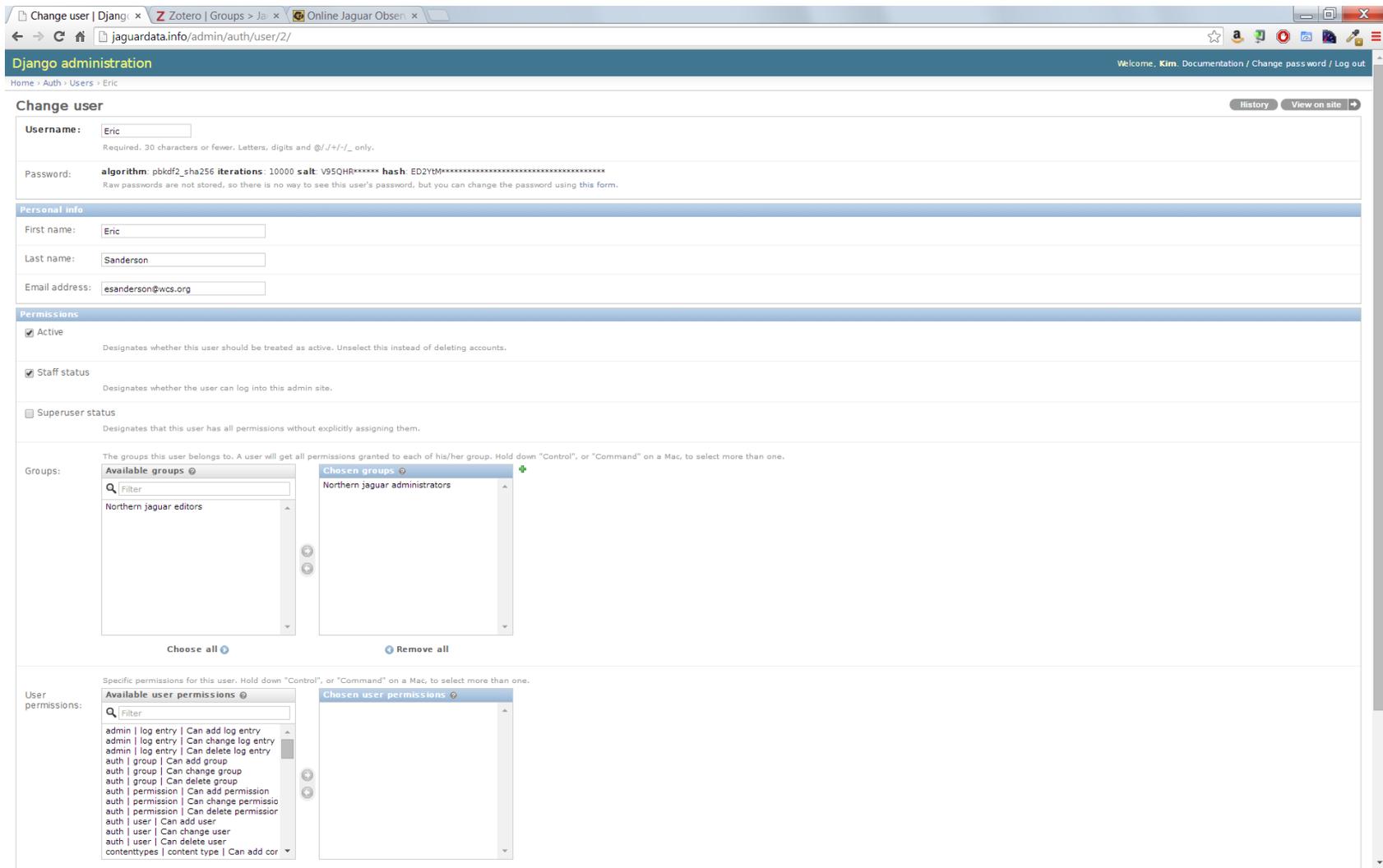


Figura 11. Interfaz del administrador de la base de datos de observaciones de jaguares (<http://jaguardata.info/>) desarrollada por Wildlife Conservation Society.

Select event to change

Search

Action: [dropdown] 0 of 100 selected

ID	Name	Point	Record area	Locality type	State	Event type	Individuals	Evidence types	Year	Date type	Accessid
360	Lee 1950 Rio Yaqui SON	(None)	(None)	Defined Area	Sonora	Hunting event	Jaguar Male [Jaguar Male - certain Adult - assumed]	First hand report	1950	Few Years	114
361	Lee 1964 West Coast of Mexico	(None)	(None)	Wide Area	Sinaloa	Attack on person	Jaguar [Jaguar Unknown or unattributed Unknown or unattributed]	Third hand report	1964	Prior to a given year	492
363	Leopold 1922 Delta of Colorado River AZ	(None)	Delta of the Colorado River (neighborhood)	Defined Area	Arizona	Scientific study	No jaguar [Absence Not applicable Not applicable]	First hand report	1922	Year	351
100	Leopold 1955 San Pedro Martir BCN	(None)	(None)	Defined Area	Baja California Norte	Hunting event	Jaguar Male [Jaguar Male - certain Adult - assumed]	Hide	1955	Month-Year	421
101	Leopold 1959 San Ignacio SIN	(None)	(None)	Defined Area	Sinaloa	Unknown	Jaguar [Jaguar Unknown or unattributed Unknown or unattributed]	Third hand report	1959	Prior to a given year	297
102	Leopold 1959 Santiago SIN	(None)	(None)	Defined Area	Sinaloa	Hunting event	Jaguar Male [Jaguar Male - certain Adult - assumed]	Third hand report	1959	Prior to a given year	296
364	Lilly 1909 Dog Springs NM	POINT (-108.762730000000000048 31.339430000000000017)	(None)	Determined Point	New Mexico	Hunting event	Jaguar [Jaguar Unknown or unattributed Unknown or unattributed]	Third hand report	1909	Year	45
365	Lilly 1950 Arizona and New Mexico	(None)	Arizona and New Mexico (state)	Very Wide Area	American Southwest (AZ, NM)	General observation	No jaguar [Absence Not applicable Not applicable]	Unknown or unattributed	1950	Nearest Century	979
125	Lion Hunter 1989 Arizpe SON	POINT (-109.93873899999999982 30.35952199999999983)	(None)	Determined Point	Sonora	Hunting event	Jaguar [Jaguar Unknown or unattributed Unknown or unattributed]	Third hand report	1989	Year	101
149	Lion Hunter 1994 Rancho Los Taraises SON	POINT (-110.58274299999999936 29.667697000000000004)	(None)	Determined Point	Sonora	Hunting event	Jaguar Male [Jaguar Male - certain Adult - assumed]	Second hand report	1994	Year	92
150	Lion Hunter 1994 Rancho San Vicente SON	POINT (-109.050200000000000038 27.496165000000000013)	(None)	Determined Point	Sonora	Killed after predation	Jaguar Male [Jaguar Male - certain Adult - assumed]	Photograph or video Second hand report	1994	Year	93
165	Lion Hunter 1997 Rancho La Poza SON	(None)	(None)	Determined Point	Sonora	Killed after predation	Jaguar Female [Jaguar Female - certain Adult - assumed]	Photograph or video Second hand report	1997	Year	80
177	Lion Hunter 1998 Rancho Los Pescador SON	POINT (-109.052406000000000048 29.589725000000000014)	(None)	Determined Point	Sonora	Killed after predation	Jaguar cub [Jaguar Unknown or unattributed Cub - certain Adult - assumed] Jaguar Female [Jaguar Female - certain Adult - assumed]	Second hand report	1998	Month-Year	74
116	Local people 1980 Los Angeles Ranch SIN	POINT (-105.80389999999999987 22.665600000000000013)	(None)	Defined Point	Sinaloa	Skin or skull seen	Jaguar [Jaguar Unknown or unattributed Unknown or unattributed]	Second hand report	1980	Decade	291
128	Local People 1990 Baroten SIN	POINT (-108.598600000000000047 26.395800000000000013)	(None)	Defined Point	Sinaloa	Hunting event	Jaguar [Jaguar Unknown or unattributed Unknown or unattributed]	Third hand report	1990	Year	289
366	Lopez 1991 Coronado National Monument AZ	(None)	Coronado National Monument (mountain range)	Defined Area	Arizona	Live sighting	Jaguar [Jaguar Unknown or unattributed Unknown or unattributed]	Third hand report	1991	Year	204
375	Lopez-Gonzalez 1999-2012 Northern Jaguar Reserve 100 SON	POINT (-109.188326000000000035 29.465326000000000010)	(None)	Defined Point	Sonora	Scientific study	Jaguar [Jaguar Unknown or unattributed Unknown or unattributed]	Photograph or video	2012	Decade	878
378	Lopez-Gonzalez 1999-2012 Northern Jaguar Reserve 10 SON	POINT (-109.124037000000000013 29.416703999999999993)	(None)	Defined Point	Sonora	Scientific study	Jaguar [Jaguar Unknown or unattributed Unknown or unattributed]	Photograph or video	2012	Decade	788
377	Lopez-Gonzalez 1999-2012 Northern Jaguar Reserve 11 SON	POINT (-109.097429000000000053 29.328542999999999998)	(None)	Defined Point	Sonora	Scientific study	Jaguar [Jaguar Unknown or unattributed Unknown or unattributed]	Photograph or video	2012	Decade	789
376	Lopez-Gonzalez 1999-2012 Northern Jaguar Reserve 12 SON	POINT (-109.08129099999999931 29.386942000000000012)	(None)	Defined Point	Sonora	Scientific study	Jaguar [Jaguar Unknown or unattributed Unknown or unattributed]	Photograph or video	2012	Decade	790
374	Lopez-Gonzalez 1999-2012 Northern Jaguar Reserve 13 SON	POINT (-109.208607000000000007 29.506374999999999985)	(None)	Defined Point	Sonora	Scientific study	Jaguar [Jaguar Unknown or unattributed Unknown or unattributed]	Photograph or video	2012	Decade	791
373	Lopez-Gonzalez 1999-2012 Northern Jaguar Reserve 14 SON	POINT (-109.11153199999999969 29.361703999999999996)	(None)	Defined Point	Sonora	Scientific study	Jaguar [Jaguar Unknown or unattributed Unknown or unattributed]	Photograph or video	2012	Decade	792
372	Lopez-Gonzalez 1999-2012 Northern Jaguar Reserve 15 SON	POINT (-109.197005000000000043 29.478318999999999991)	(None)	Defined Point	Sonora	Scientific study	Jaguar [Jaguar Unknown or unattributed Unknown or unattributed]	Photograph or video	2012	Decade	793
371	Lopez-Gonzalez 1999-2012 Northern Jaguar Reserve 16 SON	POINT (-109.19924199999999981 29.487707000000000003)	(None)	Defined Point	Sonora	Scientific study	Jaguar [Jaguar Unknown or unattributed Unknown or unattributed]	Photograph or video	2012	Decade	794
370	Lopez-Gonzalez 1999-2012 Northern Jaguar Reserve 17 SON	POINT (-109.18498099999999934 29.477171999999999995)	(None)	Defined Point	Sonora	Scientific study	Jaguar [Jaguar Unknown or unattributed Unknown or unattributed]	Photograph or video	2012	Decade	795
369	Lopez-Gonzalez 1999-2012 Northern Jaguar Reserve 18 SON	POINT (-109.178088000000000025 29.422623999999999990)	(None)	Defined Point	Sonora	Scientific study	Jaguar [Jaguar Unknown or unattributed Unknown or unattributed]	Photograph or video	2012	Decade	796
368	Lopez-Gonzalez 1999-2012 Northern Jaguar Reserve 19 SON	POINT (-109.213780000000000045 29.422623999999999990)	(None)	Defined Point	Sonora	Scientific study	Jaguar [Jaguar Unknown or unattributed Unknown or unattributed]	Photograph or video	2012	Decade	797

Figura 12. Lista de eventos de jaguares de la base de datos (<http://jaguardata.info/>) desarrollada por Wildlife Conservation Society.

Change event | Django administration

Home > Northernjag > Events > Anon 1998 Hereford AZ

Change event

Name: Anon 1998 Hereford AZ Accessid: 237

Notes:

Locality type: Determined Point State: Arizona Event type: Unknown Year: 1998 Date type: Exact Date

Individuals: Jaguar [Jaguar Unknown or unattributed Unknown or unattributed] Evidence types: Third hand report

Point: POINT (-110.122055000000031 31.416796999999999) Record area: None

Records	Location	Event	Identity and Evidence	Date	Documentation	Notes
<input type="checkbox"/> Use? 31.416797,-110.122055 UTM <input type="checkbox"/> Record area <input type="checkbox"/> Use? <input type="checkbox"/> State <input type="checkbox"/> Use? <input type="checkbox"/> Locality type <input type="checkbox"/> Use?	Bordercats Working Group Database 2007 [access id: 270] <input type="checkbox"/> Delete? <input type="checkbox"/> Use? 31.416797,-110.122055 UTM <input type="checkbox"/> Record area <input type="checkbox"/> Use? <input type="checkbox"/> State <input type="checkbox"/> Use? <input type="checkbox"/> Locality type <input type="checkbox"/> Use? COCHISE COUNTY, ARIZONA: HEREFORD RD. 1.5 MILES SOUTH OF HEREFORD.	Live sighting <input type="checkbox"/> Use? OBSERVATION [assume live sighting]	<input type="checkbox"/> Use? Gato 030 [Jaguar Male - uncertain Adult - Gato 300 [Jaguar Unknown or unattributed: Gato 355 [Jaguar Unknown or unattributed: Gato 590 [Jaguar Unknown or unattributed: Gato 610 [Jaguar Unknown or unattributed: Jaguar cub [Jaguar Unknown or unattributed U Jaguar [Jaguar Unknown or unattributed U <input type="checkbox"/> Use? First hand report [not physical] Hunting club record [not physical] Linguistic evidence [not physical] Other documentary evidence [not physical] Other physical evidence [not physical] Prey animal killed jaguar style [not physical] Second hand report [not physical]	9 8 <input type="checkbox"/> Use? 1998 <input type="checkbox"/> Use? Exact Date <input type="checkbox"/> Use? 1998/08/9	Bordercats Working Group Database 20 CLASS II; PRUSS, 1999 Perry 1970 Phillips W. [undated] collection Powers 2011 Presnall 1945 memorandum Prock 2010 Prock 2010 Pruss 1999	--- supporting notes ---
<input type="checkbox"/> Use? 31.100000,-110.800000 UTM <input type="checkbox"/> Record area <input type="checkbox"/> Use? <input type="checkbox"/> State <input type="checkbox"/> Use? <input type="checkbox"/> Locality type <input type="checkbox"/> Use?	Pruss 1999 [access id: None] <input type="checkbox"/> Delete? <input type="checkbox"/> Use? 31.100000,-110.800000 UTM <input type="checkbox"/> Record area <input type="checkbox"/> Use? <input type="checkbox"/> State <input type="checkbox"/> Use? <input type="checkbox"/> Locality type <input type="checkbox"/> Use? Hereford Rd., 1 1/2 mile south of Hereford AZ, E. side of San Pedro River	Unknown <input type="checkbox"/> Use? Class II	<input type="checkbox"/> Use? Gato 030 [Jaguar Male - uncertain Adult - Gato 300 [Jaguar Unknown or unattributed: Gato 355 [Jaguar Unknown or unattributed: Gato 590 [Jaguar Unknown or unattributed: Gato 610 [Jaguar Unknown or unattributed: Jaguar cub [Jaguar Unknown or unattributed U Jaguar [Jaguar Unknown or unattributed U <input type="checkbox"/> Use? Linguistic evidence [not physical] Other documentary evidence [not physical] Other physical evidence [not physical] Prey animal killed jaguar style [not physical] Second hand report [not physical] Telemetry data [not physical] Third hand report [not physical]	19 8 <input type="checkbox"/> Use? 1998 <input checked="" type="checkbox"/> Use? Exact Date <input checked="" type="checkbox"/> Use? 8-19-98	Pruss 1999 --- supporting documentation text --- Acuna 1992 pers. comm. AGFD 1988 AGFD 2009 AGFD 2010 AGFD 2011 AGFD et al. 2011 Alanen 2012 pers. comm.	--- supporting notes ---
<input type="checkbox"/> Use? 31.100000,-110.800000 UTM <input type="checkbox"/> Record area <input type="checkbox"/> Use? <input type="checkbox"/> State <input type="checkbox"/> Use? <input type="checkbox"/> Locality type <input type="checkbox"/> Use?	<input type="checkbox"/> Use? 31.100000,-110.800000 UTM <input type="checkbox"/> Record area <input type="checkbox"/> Use? <input type="checkbox"/> State <input type="checkbox"/> Use? <input type="checkbox"/> Locality type <input type="checkbox"/> Use?	<input type="checkbox"/> Use? [Jaguar Male - certain Adult - assumed] Border King [Jaguar Male - certain Adult - Fenn Jaguar [Jaguar Male - certain Adult - Gato 030 [Jaguar Male - uncertain Adult - Gato 300 [Jaguar Unknown or unattributed: Gato 355 [Jaguar Unknown or unattributed: Gato 590 [Jaguar Unknown or unattributed: <input type="checkbox"/> Use? DNA [physical] Fossil [physical] Hair [physical] Hide [physical] Live jaguar capture [physical] Photograph or video [physical] Plaster cast of tracks [physical]	day month <input type="checkbox"/> Use? year <input type="checkbox"/> Use? <input type="checkbox"/> Use? --- supporting date text ---	--- Reference --- --- supporting documentation text --- Acuna 1992 pers. comm. AGFD 1988 AGFD 2009 AGFD 2010 AGFD 2011 AGFD et al. 2011 Alanen 2012 pers. comm.	--- supporting notes ---	

Figura 13. Interfaz para la edición de eventos en la base de datos de observación de jaguares (<http://jaguardata.info/>) desarrollada por Wildlife Conservation Society.

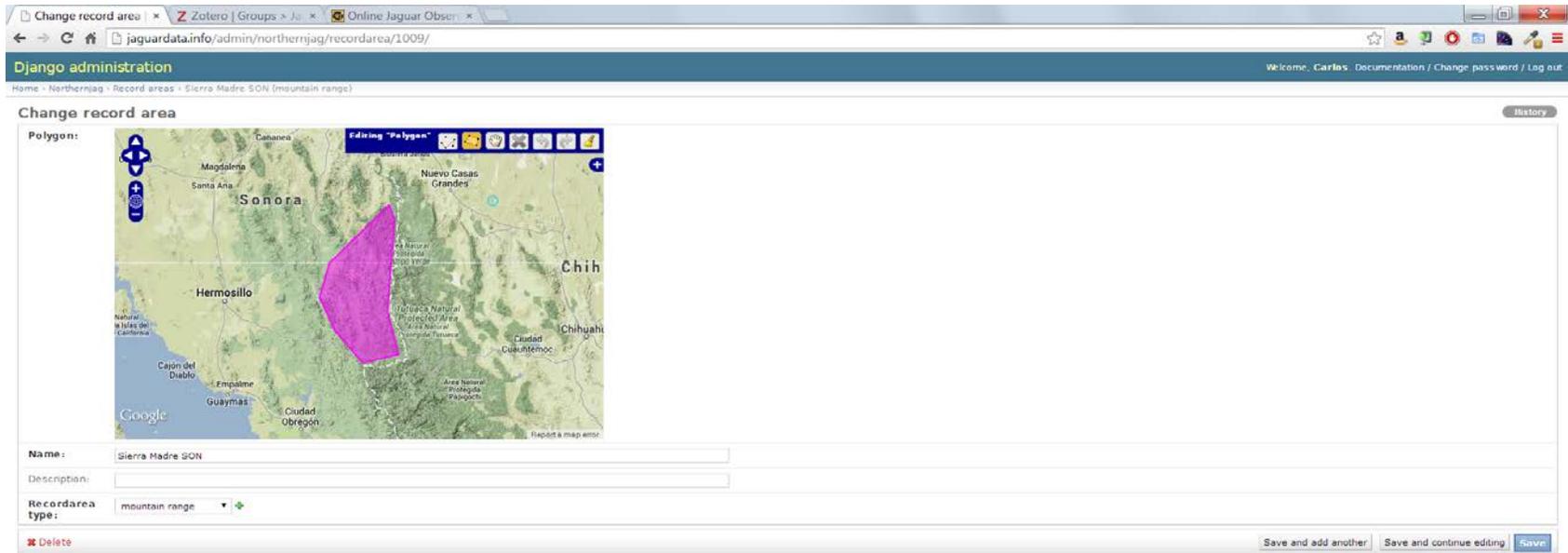


Figura 14. Edición del área de un registro poligonal para asociarlo con un evento de jaguar no puntual en la base de datos (<http://jaguardata.info/>) desarrollada por Wildlife Conservation Society.

The screenshot shows the Zotero web interface for a group named 'Jaguars in the Southwest'. The main content is a list of 347 items, with the first 25 displayed. The items are organized into a table with columns for Title, Creator, and Date Modified. The list includes various documents, reports, and articles related to jaguar research and conservation.

Title	Creator	Date Modified
2011 - New record of the European jaguar, Panthera onca gomb...	Logchem	5/2/2014 4:18 PM
A Fauna from an Indian Site near Redington, Arizona	Burt	6/2/2014 9:45 AM
A Jaguar in Texas	Anonymous	2/7/2011 12:30 PM
A jaguar was caught in Arizona	Barnett	2/7/2011 12:30 PM
A long-term perspective on woody plant encroachment in the d...	Brunelle et al.	5/5/2014 1:24 PM
A narrative of the captivity and suffering of Dolly Webster ...	Dolbear	6/2/2014 12:35 PM
A possible occurrence of the jaguar in Louisiana	Nowak	2/7/2011 12:30 PM
A Reevaluation of the Harrodsburg Crevice Fauna (Late Pleist...	Smith and Polly	5/24/2014 8:34 AM
A Rock Art Inventory at Hueco Tanks State Park, Texas	Davis and Jones	6/2/2014 12:16 PM
A spatial model of potential jaguar habitat in Arizona	Hatten et al.	11/15/2010 4:05 PM
A spatial model of potential jaguar habitat in Arizona	Hatten et al.	2/7/2011 12:30 PM
A Survey of North American Indian Rock Art	Wellman	6/2/2014 12:20 PM
A synthetic review of feedbacks and drivers of shrub encroac...	D'Odorico et al.	5/5/2014 1:28 PM
Aboriginal pottery of eastern United States	Holmes	6/10/2014 2:20 PM
Agency: Mine would stress, but not kill, jaguar	Davis	5/4/2014 4:46 PM
AGFD HDMS shapefile for jaguars	Alanen	6/2/2014 4:21 AM
[AGFD Report on Fenn Jaguar observation 2011 - 11 - 19]	Miller	8/24/2012 2:09 PM
Alianza para conservar al jaguar en el suroeste de Estados U...	van Pelt and Johnson	3/18/2014 4:56 PM
All Souls' Procession and Macho B Memorial	Center for Biological Diversity	5/4/2014 5:53 PM
Ambushed on the Jaguar Trail	Childs and Childs	5/26/2014 9:08 AM
An ethnologic dictionary of the Navaho language	Franciscan Fathers of the Navajo	6/2/2014 1:27 PM
An Indomitable Beast: The Remarkable Journey of the Jaguar, ...		5/7/2014 12:35 PM
Anasazi Mural Art of the Pueblo IV Period, A.D. 1300 - 1600:...	Crotty	6/2/2014 10:31 AM
ANOMALOUS FELIDS (Dorsal jaguar)	Hartwell	5/4/2014 9:38 PM
Apache Dictionary	Uplegger	5/7/2014 3:56 PM

The interface also features a 'Tags' section on the left with various keywords like 'Sonora', 'academia', 'air', 'american', 'American li...', 'Ancient DNA', 'animal', 'Animals', 'Apache India...', 'arivaca', 'arizona', 'arizona dai...', 'arizona game...', 'arizona game...', 'arizona legi...', 'arizona news', 'Ashlee Pfaff', 'attack', 'Barbary lion', 'Bayesian ana...', 'Bayesian inf...', 'Beringia', 'big cat', and 'Big Cats'. There are also links for 'More Refresh' and 'Subscribe to this feed'.

Figura 15. Bibliografía del jaguar en el programa Zotero vinculada con la base de datos de observaciones de jaguares (<http://jaguardata.info/>) desarrollada por Wildlife Conservation Society.

ANEXO 1: GLOSARIO

Área de Conservación Prioritaria Terrestre: La Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) realizó un análisis para identificar las áreas prioritarias para la conservación. En el análisis más reciente, los expertos combinaron modelos y mapas en alta resolución sobre la distribución de las especies, con amenazas a la biodiversidad para generar mapas de sitios prioritarios terrestres para la conservación. Hay un gran número áreas de alta prioridad para la conservación en la porción mexicana de la NRU (Urquiza-Hass et al. 2009).

Área de Protección de Flora y Fauna Silvestre (APFF): áreas de México establecidas de acuerdo con las disposiciones de las Leyes Ecológicas y otras leyes aplicables en áreas que tienen hábitats de cuya existencia dependen la conservación y desarrollo de especies silvestres de fauna y flora. En octubre de 2013 había 37 áreas que protegían 66.872 km², representando el 3,4% del territorio nacional.

Área de Protección de Recursos Naturales (APRN): áreas de México destinadas a la preservación y protección del suelo, fuentes de agua, y recursos naturales ubicados por lo general en bosques aptos para actividades madereras.

Áreas Naturales Protegidas (ANP): áreas de México sobre las cuales el estado ejerce soberanía y jurisdicción y donde el medio ambiente general no ha sido modificado significativamente por las actividades humanas o que precisan ser conservadas y restauradas. Son creadas por decretos presidenciales y las actividades que se pueden realizar en ellas son establecidas de acuerdo con la Ley General de Balance Ecológico y Protección del Ambiente, las regulaciones y los programas de manejo. Están sujetas a una protección especial, conservación, restauración y desarrollo de acuerdo a las categorías establecidas por la Ley. La Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas actualmente administra 176 áreas naturales de carácter federal representando 253.948 km². Las ANPs tienen algunas porciones de tierras federales, pero la mayor parte de la tenencia de tierra de las ANPs está en manos privadas o son ejidos. Ver <http://www.conanp.gob.mx/regionales/>

Áreas núcleo (U.S. Fish and Wildlife Service 2012): son áreas de la [unidad de recuperación](#) con las mejores evidencias a largo plazo de presencia de poblaciones de jaguares. Las áreas núcleo tienen registros continuos y verificados de presencia de jaguares en el tiempo y evidencias recientes de reproducción.

Criterios para las áreas núcleo:

- 1) Evidencias confiables de presencia histórica y actual de poblaciones de jaguares.
- 2) Evidencias de reproducción recientes (en los últimos 10 años)

3) Presencia de hábitat en cantidad y calidad suficiente como para albergar poblaciones de jaguares de al menos 50 individuos adultos.

Áreas periféricas (U.S. Fish and Wildlife Service 2012): son esas áreas incluidas en los mapas de distribución que son inhóspitas para jaguares, que rara vez tienen jaguares y que casi no se han reportado jaguares en los últimos 100 años.

Criterios para las áreas periféricas:

- 1) Pocos registros de jaguares históricos o recientes.
- 2) La calidad y cantidad del hábitat es pobre como para albergar poblaciones de jaguares. El hábitat puede presentarse en parches pequeños y mal conectados con parches con alta calidad de hábitat.
- 3) Pueden albergar a corto plazo jaguares dispersándose o residentes temporales.

Áreas Secundarias (U.S. Fish and Wildlife Service 2012): contienen hábitat apto para los jaguares con registros históricos o recientes de presencia de jaguares, pero sin (o con pocos) registros recientes de reproducción. Estas áreas son de particular interés cuando están entre áreas núcleo y pueden ser usadas como corredores para individuos dispersándose. Los jaguares pueden presentar densidades más bajas en las áreas secundarias debido a la presión de caza que han sido sujetos, y, si en el futuro se registran eventos de reproducción en estas áreas, pueden subir a la categoría de área núcleo.

Criterios para las áreas secundarias:

- 1) Comparadas con las áreas núcleo, las áreas secundarias generalmente son más pequeñas, conteniendo menos jaguares y a una densidad menor, y presentan registros históricos y actuales esporádicos. Las evidencias de ocupación pueden ser bajas o nulas debido a que el área no está bien muestreada, resultando en un estado desconocido de los jaguares.
- 2) Hay evidencia escasa o nula de reproducción en los últimos 10 años.
- 3) La calidad y cantidad del hábitat es menor comparada con las áreas núcleo.

Convergencia: una condición para los modelos estadísticos cuando el proceso reiterativo usado para estimar los coeficientes del modelo no fue capaz de encontrar soluciones adecuadas, lo que indica que los coeficientes no son significativos.

Corredor: área que conecta las áreas protegidas o las zonas fuente.

Distribución Previa: es una parte clave de la estadística Bayesiana y representa la información sobre un parámetro incierto que se combina con la probabilidad de distribución de los nuevos datos para obtener la distribución posterior.

Distribución previa uniforme: en los métodos estadísticos Bayesianos, una distribución previa donde todos los intervalos de la misma magnitud en la distribución son igualmente probables.

Ejido: es un área de uso comunal para la agricultura, en la que los miembros de la comunidad son propietarios individualmente de una parcela o granja. Los ejidos están registrados en el Registro Agrario Nacional de México.

Hábitat apto o idóneo: área con un índice de aptitud mayor a 0, basado en cobertura boscosa, accidentes geográficos, distancia al agua, influencia humana y ecorregiones (Sanderson y Fisher 2013).

Hábitat Crítico: es un área geográfica específica que contiene características esenciales para la conservación de especies amenazadas o en peligro y que precisa de medidas de manejo y protección. El hábitat crítico puede incluir un área que no está ocupada por la especie pero que será necesaria para su recuperación.

Hábitat núcleo (Sanderson y Fisher 2013): es todo el hábitat idóneo donde se ha estimado una densidad de jaguares (basado en la relación del modelo de hábitat idóneo con las densidades registradas en la NRU) mayor o igual a 1 por 100 km², y tiene bloques continuos de área capaz de albergar 3 o más hembras.

Métodos Estadísticos Bayesianos: buscan dar una caracterización probabilística de incertidumbre sobre los parámetros basados en datos específicos. Tanto los datos como los parámetros son vistos como variables aleatorias de acuerdo a los cálculos conocidos como la Regla de Bayes de los cuales se genera una distribución de probabilidades basada en los datos, que se refiere como distribución posterior. El teorema de Bayes expresa una probabilidad condicional (o “probabilidad posterior”) de un evento A cuando B es observado, en términos de “probabilidad previa” de A, y la “probabilidad condicional” de B, dada A.

Estos métodos, que requieren de muchas repeticiones, se han vuelto muy populares en los últimos años debido a la rapidez de las computadoras y a los métodos más eficientes para resolver problemas complejos sobre inferencia Bayesiana. Desde un punto de vista Bayesiano, los datos son un reflejo de variables al azar, y los parámetros de los modelos también son variables aleatorias.

La [distribución previa](#), cuando se combina con información sobre la distribución de probabilidad de nuevos datos a través de funciones específicas, produce la distribución posterior, que a su vez puede usarse para inferencias futuras. Una distribución [previa](#)

uniforme es una distribución de probabilidades simétrica en la cual todos los intervalos (valores), continuos o discretos, son igualmente probables. Una distribución discreta uniforme es una probabilidad de distribución en la cual un número finito de valores son todos igualmente posibles.

Los expertos pueden informar sobre las “previas” resultantes en distribuciones previas fuertes, lo que lleva a una menor incertidumbre en las distribuciones posteriores. La colecta secuencial de datos para detallar las de probabilidades previas a probabilidades posteriores es un proceso repetitivo que puede ser muy lento, con las probabilidades posteriores como resultado de la colecta de datos en un periodo convirtiéndose en las probabilidades previas para el periodo siguiente.

Ocasión primaria: la duración de un muestreo, usualmente son temporadas o años, y subdividido en visitas repetidas para muestrear zonas – llamadas ocasiones secundarias.

Parámetro secundario: cualquier parámetro o variable que no es de interés inmediato pero que debe ser tomado en cuenta en el análisis de los que sí lo son. El ejemplo clásico de un parámetro secundario es la varianza, σ^2 , de una distribución normal, donde la media, μ , es de interés primario.

Precisión: cuán dispersos se encuentran los datos cuando la estimación se realizó varias veces. Una estimación puede ser precisa, pero debido al sesgo, inexacta (comparada con el valor de la población) generando estimaciones inexactas.

Primero Conservation: organización sin fines de lucro, con contrapartes en Sonora, para mitigar la caza de carnívoros y monitorear la fauna en ranchos ganaderos cerca de la confluencia de los ríos Aros y Bavispe (Moreno et al. 2013).

Reserva de la Biósfera (UNESCO): Las reservas de la biósfera son lugares establecidos por cada país y reconocidos por el Programa Hombre y Biósfera (MAB) de la UNESCO, para promover el desarrollo sostenible basado en los esfuerzos de las comunidades locales. Como lugares que buscan reconciliar la conservación biológica con la diversidad cultural, económica y el desarrollo social a través de una colaboración entre la gente y la naturaleza. Las reservas de la biósfera son ideales para probar y demostrar los métodos innovadores para el desarrollo sostenible a escalas locales e internacionales. Ver <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/ecological-sciences/biosphere-reserves/>

Reserva de la Biósfera (Sonora): La geológicamente particular Reserva de la Biósfera El Pinacate y Gran Desierto de Altar en Sonora está al lado del Refugio Nacional de Fauna Silvestre Cabeza Prieta y del Monumento Nacional/Reserva de la Biósfera Organ Pipe Cactus en Estados Unidos, formando así una extensa, aunque árida, área protegida que abarca la frontera internacional entre México y EE.UU.

Sesgo: es la desviación sistemática de la estimación al verdadero parámetro de interés.

Sitio Ramsar: un humedal de importancia internacional bajo la Convención de Humedales (Ramsar, Irán, 1971), llamada la "Convención Ramsar". Esta Convención es un convenio intergubernamental que marca el compromiso de sus países miembros de mantener el carácter ecológico de sus Humedales de Importancia Internacional y para planificar y uso racional de todos los humedales en sus territorios. Ver http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-cop12-logo-homeindex/main/ramsar/1%5E26530_4000_0 y http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-news-2rs-mexico/main/ramsar/1-26%5E25013_4000_0

Unidad de Manejo para la Conservación de Vida Silvestre (UMA): Son unidades de manejo bajo cualquier tipo de tenencia de tierra (privadas, ejido, comunal, federal, etc.) establecidas para ayudar a fortalecer la conservación de la biodiversidad y armonizarla con las necesidades de producción y desarrollo socio-económico en áreas rurales de México. Ver <http://www.semarnat.gob.mx/temas/gestion-ambiental/vida-silvestre/sistema-de-unidades-de-manejo> y http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_04/05_aprovechamiento/recuadros/c_rec1_05.htm

Unidades de Recuperación (National Marine Fisheries Service 2010): son sub-unidades esenciales para la recuperación de una especie dada.

Unidad de Recuperación del Noroeste del Jaguar (NRU) (U.S. Fish and Wildlife Service 2012, Sanderson y Fisher 2013): Los 226.826 km² de la Unidad de Recuperación del Noroeste del Jaguar (NRU) se extiende a lo largo de la frontera entre México y Estados Unidos con aproximadamente 29.021 km² en Estados Unidos y 197.805 km² en México.

Variables de Estado: son variables que se usan para cuantificar el estado de una comunidad o población, incluyendo riqueza (número de especies), ocupación (proporción del área ocupada por una especie o fracción del paisaje donde la especie está presente), y densidad (número de individuos por unidad de área).

LITERATURA CITADA

Moreno, J., R. Medellín, I. Cassigne, R. Valdez, O. Alcumbrac, M. Galaz, R. Thompson, J. Childs, N. Smith, S. Dietrich, K. Shallcross, M. Culver, y J. Sanderson. 2013. Coexistence of four felids in the Sierra Madre mountains of northeastern Sonora, Mexico. *Wild Felid Monitor* Winter:19–20.

National Marine Fisheries Service. 2010. Interim endangered and threatened species recovery planning guidance, version 1.3. Adopted by the U.S. Fish and Wildlife Service August 2010. Silver Spring, Maryland, USA.

Sanderson, E. W., y K. Fisher. 2013. Jaguar habitat modeling and database update. Wildlife Conservation Society, Bronx, New York, USA.

Urquiza-Haas, T., M. Kolb, P. Koleff, A., Lira-Noriega, y J. Alarcon. 2009. Methodological approach to identify Mexico's Terrestrial Priority Sites for Conservation. Gap Analysis Bulletin 16: 50-70

U.S. Fish and Wildlife Service. 2012. Recovery Outline a for the Jaguar (*Panthera onca*). USDI Fish and Wildlife Service, Tucson, Arizona, USA.

**ANEXO 2:
PARTICIPANTES DEL TALLER DE ABRIL DE 2014**

Lista de científicos con experiencia en estudios y monitoreo de jaguares y personal gubernamental que contribuyeron al desarrollo del protocolo de investigaciones y monitoreo de jaguares en el taller ejecutado por Wildlife Conservation Society (WCS) en Abril de 2014, en el Rancho Ladder en Caballo, Nuevo Mexico.

<u>Nombre</u>	<u>Título, Institución y Ubicación</u>	<u>Área de Experiencia</u>
Marit Alanen	Fish and Wildlife Biologist, U.S. Fish and Wildlife Service (USFWS), Tucson, Arizona	USFWS Project Manager
Carlos De Angelo	Consejo Nacional de Investigación, Instituto de Biología Subtropical, Universidad Nacional de Misiones, Puerto Iguazú, Argentina	Jaguares en Argentina, ecología y conservación, métodos a gran escala para el monitoreo de jaguares.
Fernando C.C. Azevedo	Profesor, Departamento de Ciências Naturais, Universidade Federal de São João del Rei, Brazil/Pantanal/Iguaçu	Jaguares en Brasil, ecología y conservación, coexistencia humanos-jaguares
Jon Beckmann	Investigador en Conservación/North America Connectivity Coordinator, Wildlife Conservation Society, Bozeman, Montana	Ecología y conectividad de carnívoros mayores, muestreos de campo en genética y telemetría para análisis poblacionales
Melanie Culver	Profesor Asistente, Wildlife and Fisheries Science, University of Arizona, Arizona Cooperative Wildlife Research Unit, Tucson	Jaguares en el sudoeste de EEUU, aplicación de la genética poblacional en los programas de campo.
Kim Fisher	Programadora de SIG, Wildlife Conservation Society, Bronx, New York	Modelado del hábitat del jaguar en la NRU
Carlos López-González	Co-líder del Equipo Recuperación del Jaguar /Universidad de Querétaro, Mexico/Sonora	Jaguares en Sonora y México, ecología e historia de los jaguares marginales.

Bart Harmsen	Fellow Wildlife Chair, Environmental Research Institute, University of Belize, Belmopan, Belize/Panthera/Belize/Mesoamerica	Jaguares en Belice, métodos de estimación de poblaciones.
Marcella Kelly	Profesora asociada, Department of Fish and Wildlife Conservation, Virginia Tech University, Blacksburg/Belize	Jaguares en Belice, métodos de investigación de poblaciones, ecología global de carnívoros, captura y recaptura genética.
Sean Matthews	Investigador en Conservación, Wildlife Conservation Society, Bozeman, Montana	Ecología de carnívoros, estimación de poblaciones y ecología espacial, coexistencia humanos-carnívoros.
Rodrigo Núñez	Proyecto Jaguar, Puerto Vallarta, México/Jalisco	Jaguares en Jalisco y México
Tim O'Brien	Investigador en Conservación y Especialista en Bioestadística, Wildlife Conservation Society, Bronx, New York	Diseño y modelado cuantitativo de estudios poblacionales de fauna silvestre.
John Polisar	Coordinador del Programa de Conservación del Jaguar, Wildlife Conservation Society, Bronx, New York	Jaguares en todo su rango, monitoreo, coexistencia humanos-jaguares, manejo de áreas protegidas.
Octavio Rosas-Rosas	Profesor, Programa de Manejo y Conservación de Fauna Silvestre, Colegio de Postgraduados, San Luis Potosí, México	Jaguares en Sonora, coexistencia humanos-jaguares.
Eric Sanderson	Especialista de Ecología en Conservación, Wildlife Conservation Society, Bronx, New York	Modelado del hábitat del jaguar en la NRU, implementación de la base de datos del jaguar.
Rahel Sollmann	Post-doctoral Associate, North Carolina State University, Raleigh/Brazil	Jaguares en Brasil, investigación y modelado cuantitativo de poblaciones de fauna silvestre.

ANEXO 3:
RESUMEN DE LA APLICACIÓN DE LAS TÉCNICAS

¿Como se distribuyen los jaguares en el área de estudio? ¿Cuáles son los patrones que rigen su abundancia?

- *Aplique el modelo de ocupación de una sola temporada usando el programa Presence (McKenzie et al. 2002, 2006; ver [Presencia-Ausencia y Ocupación](#))*

¿Qué proporción de un área está ocupada por los jaguares y sus presas?

- *Aplique el modelo de ocupación de una sola temporada usando el programa Presence (McKenzie et al. 2002, 2006; ver [Presencia-Ausencia y Ocupación](#))*

¿Cuáles son los factores ambientales y de manejo que influyen la distribución y abundancia del jaguar en el área?

- *Esto precisa de la inclusión de covariables potenciales en los análisis de ocupación.*
 - *Realice un muestreo de frecuencia de signos y registre los parámetros ambientales y de manejo de los transectos cuando haga muestreos de signos a pie – por cada transecto en la celda (usando modelos desarrollados por Hines et al. 2010, Karanth et al. 2011a, Sunarto et al. 2012; ver [Muestreos para Ocupación de Jaguares Basados en Signos](#))*
 - *Usar parámetros de sensores remotos cuando se realicen muestreos con trampas cámara para ocupación (ver [Covariables](#) en la sección Presencia-Ausencia y Ocupación)*
 - *Los modelos de heterogeneidad basados en la abundancia (Royle-Nichols) se pueden usar para hacer estimaciones aproximadas de la abundancia de jaguares (ver [Modelos de heterogeneidad con abundancia inducida \(Royle-Nichols\)](#) en la sección Presencia-Ausencia y Ocupación), pero también pueden ser usados para la estimación aproximada de la abundancia de presas (ver [Modelos de Ocupación para Especies Presa](#)) –que también sirve como un patrón para entender la distribución y abundancia de jaguares (ver [Abundancia y Densidad](#))*

¿Cuáles son los métodos usados para diseñar y ejecutar estudios adecuados para estudiar las tendencias de ocupación?

- *Use modelos de ocupación multi-estación usando el programa Presence (McKenzie et al. 2003, 2006) para evaluar tendencias (ver [Midiendo las Tendencias de Ocupación](#)), usando muestreos piloto de una sola estación como información para el análisis de*

poder, y haciendo un análisis de poder para evaluar el esfuerzo necesario para alcanzar los niveles deseados de confianza (ver [Análisis de Poder](#))

¿Cuáles son los métodos usados para estudiar la abundancia y densidad numérica de los jaguares?

- Ver [Abundancia y Densidad](#)
- *Use estaciones de trampas cámara estacionarias, siguiendo las guías de este protocolo, y analice los datos con modelos de captura y recaptura para población cerrada; con modelos de CR espacialmente explícitos (Gopalswamy et al. 2012c, Royle et al. 2014)*
- *Use heces identificadas individualmente, siguiendo la guía de este protocolo, luego analice los datos usando modelos tradicionales (que no son espacialmente explícitos) de CR para poblaciones cerradas, o modelos de CR espacialmente explícitos, asignando cada ubicación de la muestra fecal al sistema de grillas, de manera que se transformen en unidades espacialmente estacionarias, o a través de nuevos modelos en desarrollo (Royle et al. 2011)*
- *Combine trampas cámara e identificaciones genéticas individuales (ej. Gopalswamy et al. 2012b)*

¿Cuáles son los métodos para estudiar las tendencias de la abundancia y densidad a través del tiempo?

- Ver [Midiendo las Tendencias de Abundancia y Densidad](#)
- *Use modelos tradicionales de CR de diseño robusto para poblaciones abiertas (Pollock 1982, Pollock et al. 1990, Kendall y Nichols 1995, Kendall et al. 1997) implementados en el programa MARK (White y Burnham 1999)*
- *Use modelos de captura-recaptura SECR formulados en el lenguaje WINBUGS (en desarrollo en 2014 – Gardner et al. 2010, Royle et al. 2014)*

¿Cuáles son los métodos para manejar los datos de trampas cámara?

- *Presentamos orientación sobre las opciones para el registro de datos de estudios de ocupación (ver [Registro de Datos](#) en la sección Presencia-Ausencia y Ocupación), y sobre estudios de abundancia y densidad (ver [Registro de Datos](#) en la sección Abundancia y Densidad), incluyendo recomendaciones sobre cómo estructurar las planillas y sistemas de diseño para un eficiente ingreso y recuperación de datos para los análisis de ocupación y densidad.*

¿Cuáles son los métodos para estudiar la demografía, patrones de supervivencia y reclutamiento de los jaguares en mi área de estudio?

- Ver [Parámetros Demográficos y Ecología Espacial](#)
- *Diseño de investigaciones a largo plazo*
 - *Implemente un estudio con trampas cámaras de varios años en conjunto con modelos tradicionales para poblaciones abiertas (Pollock 1982, Pollock et al. 1990, Karanth et al. 2006, 2011b, Pollock et al. 2012)*
 - *Analice los datos de CR usando el programa MARK (White y Burnham 1999)*
 - *Use el modelo Cormack-Jolly-Seber (Cormack 1964, Jolly 1965, Seber 1965) y el modelo de diseño robusto de Pollock (1982) de acuerdo a Karanth et al. (2011b) para anidar muestras discretas de poblaciones cerradas en un análisis abierto a largo plazo para estimar la supervivencia y el reclutamiento.*
 - *Use modelos jerárquicos de CR espaciales usando WINBUGS (Gardner et al. 2010)*
 - *Use datos de largo plazo de radio collares de al menos 50-100 animales para los análisis de supervivencia usando los siguientes modelos:*
 - *Entrada estratificada de Kaplan-Meier, opción “known fates” en MARK*
 - *Modelo de riesgo proporcional de Cox (Cox 1972, Venables 1994, Riggs y Pollock 1992)*

¿Cuáles son los métodos para usar datos de telemetría para estudiar los parámetros demográficos, dispersión, área de acción, y ecología espacial de jaguares en un área de estudio?

- Ver [Área de Acción y Ecología Espacial](#)
- *Defina los cuestionamientos del muestreo, duración del estudio y presupuesto, luego evalúe qué vendedores ofrecen equipo de telemetría adecuado para responder esos cuestionamientos. Una fuerte inversión inicial se traduce en reducir el costo general ya que las fallas son menos frecuentes y los objetivos del estudio se cumplen. Los parámetros demográficos precisarán muestras grandes y varios años de esfuerzo para ser significativos, y como cualquier aspecto de la ecología animal necesita tiempo, prepárese y planifique para años de investigación.*

- *Utilice estimadores del área de acción que describa la utilización del hábitat y la intensidad de uso de diferentes áreas.*
- *¿Cuáles son los métodos usados para obtener información sobre la dispersión y los movimientos grandes?*
 - *Ver [Dispersión y Movimientos de Larga Distancia](#)*
 - *Esto requiere equipo confiable de telemetría y un plan para un estudio a gran escala (Elbroch et al. 2009, Fattebert et al. 2013; ver [Área de Acción](#))*
 - *Las herramientas genéticas también pueden usarse para estudiar la dispersión y los movimientos grandes (Gour et al. 2013, Forbes y Boyd 1996). Vea nuestra sección [Genética de población](#) con una guía técnica y recomendaciones sobre la colecta y procesamiento de muestras.*
- *¿Cuáles son los métodos usados para evaluar los patrones de selección de hábitat por los jaguares en un área de estudio?*
 - *Ver [Selección de Hábitat](#)*
 - *En muestreos con trampas cámara para ocupación, las covariables de sensores remotos proveen abundante información sobre los factores que influyen en la distribución del jaguar (ver la subsección [Covariables](#) en Presencia-Ausencia y Ocupación)*
 - *Cuando se registran las características ambientales en los transectos usados para muestreos de ocupación basados en signos, los datos se pueden usar para modelar la selección de hábitat por parte del jaguar (Sunarto et al. 2012; ver [Muestreo para Ocupación de Jaguares Basado en Señales](#))*
 - *Cuando los parámetros ambientales son registrados en cada estación de trampa cámara en un estudio de CR para jaguares, esos datos se pueden usar para un análisis de selección de hábitat (Apps et al. 2006)*
 - *En estudios de telemetría a gran escala, los sensores remotos proporcionan covariables útiles para probar las influencias de las características ambientales en cómo los jaguares usan el espacio (ver la subsección [Covariables](#) en Selección de Hábitat); sin embargo, hay formas de mejorar esos análisis – los datos de “hábitat” deben colectarse al mismo tiempo y al mismo nivel de resolución que los datos de ubicación de los jaguares*

- *Para modelar los patrones de distribución de presas y su abundancia en el área de estudio, se pueden usar los muestreos de ocupación basados en signos descritos por Gopaldaswamy et al. (2012a)*
 - *Se puede realizar un muestreo de distancia (Buckland et al. 2008) en transectos a pie en varios tipos de vegetación del área de estudio para una evaluación de alta resolución de la abundancia total y biomasa de presas, y también obtener valores comparativos de hábitat en términos de recursos para presas*
 - *Recomendamos que los datos de telemetría obtenidos sean acompañados de datos de similar resolución sobre distribución de presas y vegetación para tener un conocimiento mucho más profundo de los hábitats y recursos seleccionados por las especies de estudio (ver la subsección [Conclusión](#) en Selección de Hábitat)*
- *¿De qué información se dispone con los datos de genética de población y cómo se colectan y procesan las muestras?*
 - *La genética poblacional revela los patrones de flujo genético en y entre paisajes que no pueden discernirse por ningún otro método (Andreasen et al. 2012). Más allá del seguimiento de las relaciones entre jaguares en las unidades de conservación, o entre grandes secciones del rango del jaguar, los análisis de genética poblacional dan estimaciones de la heterocigocidad, endogamia potencial, sub-división entre poblaciones y aumentan nuestro conocimiento de la evolución de la especie (Eizirik et al. 2001, 2008, Ruiz-Garcia et al. 2009)*
 - *Se puede encontrar asesoramiento de estos temas en [Colecta de heces de jaguar, muestreo usando perros entrenados para detectar heces, métodos genéticos de laboratorio](#), y [análisis de los datos genéticos de heces de jaguares](#)*
- *¿Como se registran, almacenan y procesan los datos de jaguares a gran escala en la NRU u otros sitios?*
 - *Basados en la experiencia ganada en el desarrollo de una plataforma para toda la NRU, en [Colecta y almacenamiento de datos](#) presentamos recomendaciones generales sobre la colecta, exportación, estandarización, reunión y edición de datos.*
- *¿Como podemos monitorear la situación del jaguar en la NRU y otros sitios?*
 - *En la sección [Recomendaciones y Directrices para la Unidad de Recuperación del Noroeste](#) resumimos las recomendaciones generadas por nuestro equipo.*

LITERATURA CITADA

- Andreasen, A. M., K. M. Stewart, W. S. Longland, J. P. Beckmann, y M. L. Forister. 2012. Identification of source-sink dynamics in mountain lions of the Great Basin. *Molecular Ecology* 21:5689–5701.
- Apps, C. D., B. N. McClellan, y J. G. Woods. 2006. Landscape partitioning and spatial inferences of competition between black and grizzly bears. *Ecography* 29:561–572.
- Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchards, y L. Thomas. 2008. *Advanced distance sampling; estimation of biological populations*. Oxford University Press, New York, New York, USA.
- Cormack, R. M. 1964. Estimates of survival from the sighting of marked animals. *Biometrika* 51:429–438.
- Cox, D. R. 1972. Regression models and life tables. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B* 34:187–220.
- Elbroch, M., H. U. Wittmer, C. Saucedo, y P. Corti. 2009. Long-distance dispersal of a male puma (*Puma concolor puma*) in Patagonia. *Revista Chilena De Historia Natural* 82:459–461.
- Eizirik, E., T. Haag, A. S. Santos, F. M. Salzano, L. Silveira, F. Cascelli de Azevedo, y M. M. Furtado. 2008. Jaguar Conservation Genetics. *Cat News Special Issue* 4:31–34.
- Eizirik, E., J. H. Kim, M. Menotti-Raymond, P. G. Crawshaw, S. J. O'Brien, y W. E. Johnson. 2001. Phylogeography, population history and conservation genetics of jaguars (*Panthera onca*, *Mammalia*, *Felidae*). *Molecular Ecology* 10:65–79.
- Fattebert, J., T. Dickerson, G. Balme, R. Slotow, y L. Hunter. 2013. Long-distance natal dispersal in leopard reveals potential for a three-country metapopulation. *South African Journal of Wildlife Research* 43:61–67.
- Forbes, S. H., y D. K. Boyd. 1996. Genetic variation of naturally colonizing wolves in the central Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10:1082–1090.
- Gardner, B., J. Reppucci, M. Lucherini, y J. A. Royle. 2010. Spatially explicit inference for open populations: estimating demographic parameters from camera-trap studies. *Ecology* 91:3376–3383
- Gopaldaswamy, A. M., K. U. Karanth, N. S. Kumar, y D. MacDonald. 2012a. Estimating tropical forest ungulate densities from sign surveys using abundance models of occupancy. *Animal Conservation* 15:669–679.

- Gopaldaswamy, A. M., J. A. Royle, M. Delampady, J. D. Nichols, K. U. Karanth, y D. W. Macdonald. 2012*b*. Density estimation in tiger populations: combining information for strong inference. *Ecology* 93:1741–1751.
- Gopaldaswamy, A. M., J. A. Royle, J. E. Hines, P. Singh, D. Jathanna, N. S. Kumar, y K. U. Karanth. 2012*c*. Program SPACECAP: software for estimating animal density using spatially explicit capture-recapture models. R. Freckleton, editor. *Methods in Ecology and Evolution* 3:1067–1072.
- Gour, D. S., J. Bhagavatula, M. Bhavanishankar, P. A. Reddy, J. A. Gupta, M. S. Sarkar, S. M. Hussain, S. Harika, R. Gulia, y S. Shivaji. 2013. Philopatry and Dispersal Patterns in Tiger (*Panthera tigris*). *PloS ONE* 8.
- Hines, J. E., J. D. Nichols, J. a Royle, D. I. Mackenzie, A. M. Gopaldaswamy, N. S. Kumar, y K. U. Karanth. 2010. Tigers on trails: occupancy modeling for cluster sampling. *Ecological Applications* 20:1456–1466.
- Jolly, G. M. 1965. Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-stochastic model. *Biometrika* 52:225–247.
- Karanth, K. U., A. M. Gopaldaswamy, N. S. Kumar, S. Vaidyanathan, J. D. Nichols, y D. I. Mackenzie. 2011*a*. Monitoring carnivore populations at the landscape scale: occupancy modeling of tigers from sign surveys. *Journal of Applied Ecology* 48:1048–1056.
- Karanth, K. U., J. D. Nichols, N. S. Kumar, y D. Jathanna. 2011*b*. Estimation of demographic parameters in a tiger population from long-term camera trap data. Páginas 145–162 *en* A. F. O’Connell Jr., J. D. Nichols, y U. K. Karanth, editores. *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Springer, New York, New York, USA
- Karanth, K. U., J. D. Nichols, N. S. Kumar, y J. E. Hines. 2006. Assessing tiger population dynamics using photographic capture-recapture sampling. *Ecology* 87:2925–2937.
- Kendall, W. L., y J. D. Nichols. 1995. On the use of secondary capture-recapture samples to estimate temporary emigration and breeding proportions. *Journal of Applied Statistics* 22:751–762.
- Kendall, W. L., J. D. Nichols, y J. E. Hines. 1997. Estimating temporary emigration using capture-recapture data with Pollock’s robust design. *Ecology* 78:563–578.
- MacKenzie, D. I. 2006. Modeling the probability of resource use: The effect of, and dealing with, detecting a species imperfectly. *Journal of Wildlife Management* 70:367–374.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, J. E. Hines, M. G. Knutson, y A. B. Franklin. 2003. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84:2200–2207.

- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, G. B. Lachman, S. Droege, J. A. Royle, y C. A. Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248–2255.
- Pollock, K. H. 1982. A capture-recapture design robust to unequal probability of capture. *Journal of Wildlife Management* 46:752–757.
- Pollock, K. H., J. D. Nichols, C. Brownie, y J. E. Hines. 1990. Statistical inference for capture-recapture experiments. *Wildlife Monographs* 107:3–97.
- Pollock, K. H., J. D. Nichols, y K. U. Karanth. 2012. Estimating demographic parameters. Páginas 169–187 en L. Boitani y R. A. Powell, editores. *Carnivore Ecology and Conservation*. Oxford University Press, New York, New York, USA.
- Riggs, M. R., y K. H. Pollock. 1992. A risk ratio approach to multivariable analysis of survival in longitudinal studies in wildlife populations. Páginas 74–89 en D. R. McCullough y R. H. Barrett, editores. *Wildlife 2001: populations*. Elsevier Science Publishers, London, England.
- Royle, J. A., R. B. Chandler, R. Sollmann, y B. Gardner. 2014. *Spatial capture-recapture*. Academic Press, Waltham, Maryland, USA.
- Royle, J. A., M. Kéry, y J. Guélat. 2011. Spatial capture-recapture models for search-encounter data. *Methods in Ecology and Evolution* 2:602–611.
- Ruiz-García, M., L. F. Pacheco, y D. Álvarez. 2009. Genetic characterization of the Bolivian Andean puma (*Puma concolor*) at the Sajama National Park (SNP) and relationships with other north-western South American puma populations. *Revista Chilena de Historia Natural* 82:97–117.
- Seber, G. A. F. 1965. A note on the multiple recapture census. *Biometrika* 52:249–259.
- Sunarto, S., M. J. Kelly, K. Parakkasi, S. Klenzendorf, E. Septayuda, y H. Kurniawan. 2012. Tigers Need Cover: Multi-Scale Occupancy Study of the Big Cat in Sumatran Forest and Plantation Landscapes. *PLoS ONE* 7.
- Venables, W. N., y B. D. Ripley. 1994. *Modern applied statistics using S-Plus*. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- White, G. C., y K. P. Burnham. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46 Supplem:120–138.

ANEXO 4:
OBSERVACIONES DIRECTAS DE JAGUAR Y PUMA

N°: _____		FICHA DE AVISTAJES DE JAGUAR Y PUMA				
PARA DESCRIBIR AL ANIMAL	<i>Jaguar</i> <input type="checkbox"/>				<i>Puma</i> <input type="checkbox"/>	PARA DESCRIBIR EL LUGAR
	<i>Otro:</i> _____					Ubicación
Color					GPS: _____ / _____	
Tamaño						
Otras características					Características del lugar	
Número de	<i>Macho</i>	<i>Hembra</i>	<i>No sabe</i>			Condiciones del clima
<i>Adultos</i>						
<i>Juveniles</i>						
<i>Crías</i>						
PARA DESCRIBIR LA OBSERVACIÓN	Fecha	Hora	Duración	Distancia al animal		Comentarios del observador
Otra información colectada	<i>Huellas</i>	<i>Heces</i>	<i>Otro</i>			
Datos del Observador	Nombre completo		Dirección / e-mail		Teléfono	
Persona que completa la planilla	Nombre completo		Teléfono / e-mail		Comentarios del colaborador	

ANEXO 5:
FICHA PARA COLECTA DE DATOS DE HUELLAS Y HECES

Ficha para fotografiar junto a las huellas

HUELLAS DE JAGUAR Y PUMA								
<u>Nro. Huella:</u> _____ <u>Fecha:</u> ____/____/____								
<u>Lugar:</u> _____								
<u>Punto GPS:</u> _____/_____								
<u>Colector:</u> _____								
<u>Observaciones:</u> _____								
1	2	3	4	5	6	7	8	9

Etiqueta para pegar en las bolsas de papel para coleccionar heces

COLECTA DE HECES DE JAGUAR Y PUMA	
<u>Nro. Muestra:</u> _____ <u>Fecha:</u> ____/____/____.	
<u>Lugar:</u> _____.	
<u>Punto GPS:</u> _____/_____.	
<u>Colector:</u> _____.	
<u>Tipo de Ambiente:</u> río/arroyo – bañado	
cerca de vivienda – bosque/selva – arbustal	
potrero – cultivo – camino – sendero	
<u>Notas:</u> _____.	
_____.	
_____.	
<i>Mantener en un lugar seco y aireado hasta procesar la muestra</i>	

ANEXO 6:

EJEMPLO DE PLANILLA PARA LA INSTALACIÓN DE TRAMPAS CÁMARA

SITIO: HILL BANK-Rio Bravo Conservation & Management Area

Mayo-Agosto 2012 - CODE 4RBHB2012 – Muestreo de Jaguares

Estación	Cámara	Ubicación		Punto	Punto	Camino (C), Sendero (S), Senda nueva (ST), Camino de animales (A)	Ancho del camino o sendero (m)	Distancia de la cámara a la mitad del sendero o camino (m)	Cobertura boscosa (%) **	Uso del Suelo ***	Tipo de Hábitat ****	Notas
		Física	Fecha (m/d/y)	GPS Este (UTM X)	GPS Norte (UTM Y)							
4RBHB 01												
4RBHB 02												
4RBHB 03												
4RBHB 04												
4RBHB 05												
4RBHB 06												

* Uso Antrópico: muy alto = >1 por día; alto = 4-7/semana; med= 1-3/semana; bajo = < 1/semana; cero = solo la cámara. ** Cobertura Boscosa: 0 = 0-10 %; 10 = 10-20%; 20 = 20-30%; 30 = 30-40%; 40 = 40-50%; 50 = 50-60%; 60 = 60-70%; 70 = 70-80%; 80 = 80-90%; 90 = 90-100%. ***Uso del suelo: P pasturas, C cultivos, PL plantaciones, AP área protegida, TP Tierra Privada, Cam Caminos, Com Comunidades. ****Hábitat: BL bosque latifoliado, BP bosque de palmas, P pastizales, M matorrales, PA pastizales arbolados, M manglar, PAF Pantano de agua fresca, PAS Pantano de agua salobre, R ríos, P Playa (/ transiciones entre tipos)

**ANEXO 7:
EJEMPLO DE PLANILLA PARA LA REVISIÓN DE TRAMPAS CÁMARA**

Sitio: Rio Bravo Conservation and Management Area - Hill Bank: 4RBHB - Mayo 2012 - Agosto 2012 – Muestreo de Jaguares

Nombre del Muestreo:

Marque un check para las cosas hechas. S o N par alas respuestas, guión para las cosas que no son necesarias.

Código de Estación RBHB = Hill Bank RBLM = La Milpa	Tipo de cámara & número BSS = BLK Moultrie MTD = Camo Moultrie RM = Reconyx RM45 HC = Reconyx HC500	Revisores Iniciales de las Cámaras	Fecha de Hoy (m/d/y)	Tomar una foto de una tarjeta con el # de cámara y la fecha	# Fotos tomadas	Abrir la cámara, presionar el botón, sacar la tarjeta	Nivel de la batería % par alas cámaras digitales	¿Cambiar las baterías? Si (S) NO (N)	¿Qué baterías fueron cambiadas? AA, C, D	¿La tarjeta se cambió? Si (S) or No (N)	Cámara en modo de fotografías (F) o modo de video (V)	Calidad de la imagen: Alta (H), Med (M), Baja (L)	Retraso entre eventos en minutos	# fotografías por evento	¿La fecha y hora en la cámara están correctas?	Limpiar el borde sellador de la trampa con un trapo y/o alcohol	Limpiar los lentes, cubierta del flash y cubierta del sensor	Ajustar y reposicionar la trampa	Asegurarse si la cámara está encendida	Tomar una foto de una tarjeta con el # de cámara y la fecha	Notas – incluya todo lo que sea fuera de lo común, daños a las cámaras por animales, sospechas de fallas, ubicación si cambió de lugar alguna cámara, etc.
4RBHB																					
4RBHB																					
4RBHB																					

ANEXO 8:
EJEMPLO DE TARJETA CON DATOS PARA FOTOGRAFIAR



Date: _____

Camera
Station: _____

Camera ID: _____



**ANEXO 9:
EJEMPLO DE UNA PLANILLA DE DATOS DE JAGUARES FOTOGRAFIADOS**

Jaguares: Reserva Firburn, Belice

J90

Macho



J91

Macho



Fecha	Hora	GPS x	GPS y	Lugar	Fecha	Hora	GPS x	GPS y	Lugar
08/07/07	14:56	0377210	2009269	C6	08/03/07	9:49	0375193	2007569	C10
08/09/07	21:03	0375193	2007569	C10	08/03/07	9:10	0375027	2005851	C16
07/31/07	22:35	0375193	2007569	C10	09/02/07	14:49	0374202	2004163	C22
08/04/07	6:59	0375193	2007569	C10	07/31/07	21:13	0374202	2004163	C22
08/28/07	7:29	0369451	2000916	C11					
08/01/07	9:05	0370319	2003233	C14					
08/04/07	7:41	0375027	2005851	C16					
08/09/08	20:23	0375027	2005851	C16					
08/15/07	14:31	0375027	2005851	C16					
08/31/07	21:56	0375027	2005851	C16					
08/04/07	8:26	0374202	2004163	C22					
08/08/07	15:12	0374202	2004163	C22					
08/09/08	19:42	0374202	2004163	C22					
09/13/07	14:36	0374202	2004163	C22					
08/28/07	14:39	0374202	2004163	C22					
06/30/07	8:13	0375043	2012516	N5					
05/22/07	22:54	0374354	2013205	N13					