

Diseño de un programa de monitoreo para puma y zorro en el Altiplano

Design of a monitoring program for puma and culpeo fox in the Altiplano

Luis F. Pacheco^{1,2}, Giovana Gallardo¹ & Angela Nuñez¹

¹Centro de Estudios en Biología Teórica y Aplicada (BIOTA), Casilla 9641, La Paz, Bolivia
Correo electrónico: luispacheco11@yahoo.com

²Estación Biológica Tunquini, Instituto de Ecología
Casilla 10077, Correo Central
La Paz, Bolivia

Resumen

El monitoreo de poblaciones animales se realiza muchas veces sin un diseño que asegure la utilidad de los datos con un buen nivel de precisión para detectar las tendencias de la población de interés. Esta deficiencia puede resultar en el desperdicio de tiempo y dinero y, peor aún, en la toma de decisiones equivocadas con relación al manejo y conservación de las especies. El puma (*Puma concolor*) y el zorro (*Pseudalopex culpaeus*) causan cuantiosos daños a la economía del ganadero en la región del altiplano boliviano. Cualquier decisión con relación al manejo de este conflicto debe estar aparejada con un eficiente programa de monitoreo de los efectos de dicho manejo en las poblaciones de esos depredadores. En este trabajo utilizamos un simulador de computadora para diseñar un programa de monitoreo de estas dos especies, basado en un estudio piloto de campo, de tal manera que se inviertan los recursos necesarios para asegurar una cantidad de datos suficiente para detectar las tendencias de las poblaciones de puma y zorro en el Parque Nacional Sajama. Nuestros resultados indican que se requieren siete muestreos anuales de huellas en al menos ocho parcelas, cada una con 18 transectos de 2.5 km cada uno, para asegurar una potencia del 80% en la detección de decrementos equivalentes al 3% anual, a lo largo de un periodo de 10 años de seguimiento a las poblaciones de puma. Las poblaciones de zorro pueden ser monitoreadas eficientemente con este mismo diseño, con la ventaja adicional de ser posible el seguimiento a sus tendencias en cada una de las parcelas de muestreo por separado. Este diseño requeriría de un área de estudio mayor a la del Parque Nacional Sajama, por lo cual sería deseable realizar este trabajo en conjunto con las autoridades del colindante Parque Nacional Lauca, en Chile, donde podrían establecerse algunas de las parcelas de trabajo.

Palabras clave: Análisis de potencia, Parque Nacional Sajama, Altiplano, tendencias poblacionales, recuento de huellas, *Puma concolor*, *Pseudalopex culpaeus*.

Abstract

Monitoring of animal populations often lacks an adequate design that ensures the usefulness of collected data to detect population trends with an acceptable degree of precision. This deficiency may result in the waste of time and money and, even worse, mistakes in the decisions about the conservation and management of particular species. Puma (*Puma concolor*) and culpeo foxes

(*Pseudalopex culpaeus*) are responsible of considerable economic losses due to predation on livestock in the Bolivian Altiplano. Any decision in relation to the management of this conflict must be linked to an efficient monitoring program of the effects of such management on the populations of those predators. In this paper, we report on the use of a computer simulator to design, based on a pilot field study, a monitoring program for those species, in such way that necessary resources are invested to ensure obtaining enough data to detect population trends for both, culpeo foxes and pumas within the Sajama National Park. Our results suggest that, for pumas, it is necessary to do track counts seven times a year in at least eight plots, each one with at least 18 transects of 2.5 km, (distant 5 km from each other) to reach a power of 80% to detect decreases equivalent to 3% per year during a period of 10 years. Culpeo foxes can be efficiently monitored with the same design, which would additionally allow us to monitor their trends separately for each plot. This design requires a study area larger than the Sajama National Park and, therefore, would be desirable to coordinate efforts with appropriate authorities in order to establish some of the plots within the neighboring Lauca National Park, in Chile.

Keywords: Power analysis, Sajama National Park, Altiplano, population trends, track counts, *Felis concolor*, *Pseudalopex culpaeus*.

Introducción

Ningún grupo de organismos ofrece mayor desafío para su conservación que los grandes carnívoros (Noss et al. 1996). Si bien el zorro (*Pseudalopex culpaeus*) puede no ser considerado como de gran tamaño, ocupa el segundo puesto entre los carnívoros del Altiplano sudamericano, luego del puma (*Puma concolor*). El daño que ocasionan ambas especies al ganado camélido es considerable (Pacheco et al. 2004) y el zorro sería el que causa mayores daños económicos en el Altiplano boliviano (Ribera 1999). Dada que la economía de la zona está basada en la ganadería de camélidos, es necesario mitigar este conflicto de intereses entre la conservación de estos carnívoros y los ganaderos, para asegurar su apoyo a la conservación de la fauna silvestre.

Cualquier acción que se decida tomar sobre el manejo del conflicto debe considerar cuidadosamente el efecto de dichas actividades en las poblaciones de estos carnívoros. Para esto, es necesario diseñar un programa de monitoreo de las poblaciones que nos asegure detectar sus tendencias y nos adviertan a tiempo de los efectos del manejo sobre la conservación

de las especies involucradas. Además de ser eficiente, el programa de monitoreo debe evitar comprometer a recursos humanos y monetarios en exceso. En particular, el programa de monitoreo debe diseñarse de manera que asegure una potencia de detección mínima (i.e. >80%) de las tendencias de la población, pero que evite la acumulación de datos innecesarios. Para esto es necesario realizar un análisis prospectivo de potencia con base a un estudio piloto (Steidl et al. 1997). El análisis de potencia para programas de monitoreo ha recibido considerable atención en la literatura reciente (i.e. Beier & Cunningham 1996 para pumas; Hatfield et al. 1996 para rapaces; Smith & Harke 2001 para otras aves; Travaini et al. 2003a, 2003b para zorros; ver Gibbs et al. 1998 y Gibbs 2000 para información sobre varias especies). En este trabajo, nosotros evaluamos la potencial utilidad de un diseño de muestreo para el monitoreo de poblaciones de puma y zorro en el Altiplano de Bolivia, mediante un análisis de potencia (Elzinga et al. 2001), siguiendo un procedimiento similar al empleado por Pacheco (en prensa), con modificaciones respecto a la toma de datos en campo.

Las evaluaciones de abundancia de carnívoros son especialmente difíciles, debido a que las especies de este grupo generalmente presentan densidades bajas, ámbitos de hogar grandes y las observaciones directas son infrecuentes. Por ejemplo, en la Patagonia argentina, el zorro alcanza una densidad de 0.21–1.31 individuos/ km², con ámbitos de hogar que varían entre 8.2±0.6 km² para hembras y 10.2±1.5 km² para machos (Novaro 1997, Novaro et al. 2000). Novaro (1995) utilizó estaciones odoríferas para estudiar cambios temporales en la densidad de zorros y Pacheco (en prensa) propuso un programa de monitoreo de sus poblaciones en un sitio de la puna húmeda de Bolivia, usando también atrayentes odoríferos. Este último trabajo sugiere que las poblaciones de zorros pueden ser monitoreadas con base a un índice de huellas de manera relativamente económica.

El caso del puma es más difícil, ya que sus densidades bordean los dos individuos (adultos) por 100 km² y posee ámbitos de hogar entre 24 y >1000 km² (Nowell & Jackson 1996, Franklin et al. 1999, Logan & Sweaner 2001). El monitoreo de poblaciones de puma por métodos indirectos (huellas) ha sido realizado por Smalwood (1994) y Beier & Cunningham (1996), quienes estimaron necesario realizar recuentos de huellas en un mínimo de 30 transectos de 8 km cada uno, para detectar cambios drásticos (50%) entre dos muestreos para una población de pumas en California.

En este trabajo, utilizamos información de un estudio piloto de campo para diseñar un programa de monitoreo de las poblaciones de puma y zorro con base en huellas, en un área protegida del Altiplano boliviano donde ambas especies ocasionarían daños considerables a la ganadería de camélidos. Nuestro objetivo es dar las bases necesarias para el monitoreo de esas especies, asegurando que la información obtenida sea de utilidad para responder a preguntas sobre las tendencias poblacionales y que permitan evaluar las futuras acciones de manejo de estas especies, a la vez que se evite el

desperdicio de tiempo y recursos en la toma de datos innecesarios o de dudosa interpretación (Gibbs et al. 1999).

Materiales y métodos

Sitio de estudio

El trabajo se llevó a cabo dentro del Parque Nacional Sajama (PNS), ubicado en el Departamento de Oruro (Bolivia), colindante con el Parque Nacional Lauca de Chile. El PNS abarca una superficie de aproximadamente 1.020 km² (aún sin límites definidos) y un rango de alturas de 4.200 a > 6.500 m. La estación de lluvias se extiende desde noviembre a marzo o abril, con una precipitación de 400 mm anuales. El parque incluye la subregión biogeográfica de Puna y las ecoregiones Altoandina occidental y Puna seca. Se pueden distinguir cuatro grandes formaciones vegetales: 1) Tolar – pajonal, donde predominan gramíneas duras y arbustos como *Festuca orthophylla*, *Parastrephia lepidophylla*, *Baccharis santelicensis* (= *Baccharis incarum*), *Deyeuxia* sp. y *Junelia minima*; 2) Bosques de queñua (*Polylepis tarapacana*), que llegan hasta los 5.200 m (Ribera 1999) y son característicos del área, con especies como *Senecio escorzonerifolius*, *Chersodoma jodopappa*, y cactáceas del género *Mayhuenopsis*; 3) Bofedales, en los cuales predominan *Distichia muscoides* y *Deyeuxia curvula*, y 4) Vegetación en zonas con predominio de rocas (roquedales) con predominio de especies en roseta como ser: *Azorella compacta*, *Parastrephia quadrangularis*, *Poa asperiflora*, *P. pearsonii*, *Deyeuxia* sp., *Adesmia spinosissima*, *Pignuphyllum molle* y *P. tetrastichum*.

La fauna silvestre que interactúa con el puma y el zorro incluye a la vicuña (*Vicugna vicugna*), taruka (*Hippocamelus antisensis*), quirquincho (*Chaetophractus nationi*), titi (*Oreailurus jacobita* y *Lynchailurus pajeros*), zorrino (*Conepatus chinga*), furuna (*Galictis cuja*), vizcacha (*Lagidium viscacia*), *Chinchillula sahamae*, *Microcavia niata*, *Galea musteloides* y

otros roedores de menor tamaño y la liebre europea (*Lepus capensis*; Yensen & Tarifa 1993, Pacheco et al. 2004).

Métodos

Se partió con un estudio piloto, para lo cual se estableció una parcela de muestreo que comprendía 18 transectos, cada uno de 2.5 km de longitud, separados por un mínimo de 5 km y un máximo de 10 km entre sí, repartidos de manera que cubrían gran parte del PNS. Los transectos se recorrieron a pie en tres ocasiones cada uno (por GG y AN), generalmente en días continuados, contabilizando las huellas frescas; aquellas consideradas más antiguas que un día, según el criterio de guías locales experimentados, fueron desechadas para minimizar los problemas de tener transectos con huellas de distinta edad y en consideración a que las huellas viejas son menos visibles y más difícilmente identificables. A cada recorrido contando huellas por los 18 transectos lo denominamos muestreo. Para agilizar el trabajo, las huellas sólo se contaron si estaban dentro de un ancho de banda de 2 m. No se utilizó atrayente alguno. No se recorrieron todos los transectos el mismo día, debido a la distancia entre los mismos y el tiempo que se ocupó en recorrer cada uno; por lo tanto, llevó más de un día completar cada muestreo. Todo el trabajo se realizó durante la época seca, entre abril y agosto de 2002.

Siguiendo las recomendaciones de Sargeant et al. (1998) y el criterio de Pacheco (en prensa), tomamos como variable respuesta la proporción de transectos con huella (sin importar cuántas huellas) del total (18) instalado en la parcela para cada muestreo. Tomando los resultados de los tres muestreos, se calculó una media y una desviación estándar para cada especie. Los datos de media y desviación estándar fueron introducidos en el programa de simulación Monitor (vs. 6.2, Gibbs 1995), el cual calcula la potencia de detección con base en esos datos, además del número de parcelas

muestreadas, número de conteos por parcela y el intervalo entre los conteos. Monitor utiliza simulaciones de Monte Carlo para modelar recuentos en el tiempo y genera tasas de detección observadas mediante un análisis de regresión (*route regression*, Gibbs & Melvin, en Travaini et al. 2003a). Es un modelo lineal por el cual los cambios poblacionales son modelados como un proceso multiplicativo, donde el recuento esperado en el año "t + 1" es un múltiplo del recuento del año "t" (Gibbs 1995, Travaini et al. 2003a). Este programa está recomendado por Thomas & Krebs (1997) en el análisis de potencia para el diseño de tendencias poblacionales.

Con base en lo publicado por Logan & Sweanor (2001) sobre incrementos en densidad de una población de pumas de 30-37% en siete años y por Novaro (1997) sobre el incremento de 38% en seis años para una población de zorro no sometida a cacería, pensamos que una disminución del 3% anual sería razonablemente significativo desde el punto de vista biológico. Nuestra meta fue lograr un programa de monitoreo que en 10 años permita detectar disminuciones equivalentes a un mínimo de 3% anual, con un $\alpha = 0.1$, siguiendo un modelo lineal, con pruebas de dos colas (ya que en realidad no sabemos si la población aumentará o disminuirá). Para cada caso simulado, utilizamos 500 repeticiones. Si bien la mayoría de las poblaciones que han sido objeto de seguimiento por más de cinco años muestran trayectorias irregulares, el uso de un modelo lineal se justifica en ciertas circunstancias, como ésta, en que se trata de especies en posible declinación y en peligro (Gibbs 2000). El uso de un valor de α mayor a lo normalmente usado en análisis estadísticos se justifica bajo la consideración que un error tipo I (concluir que existe una tendencia cuando ésta no existe) puede ser menos grave en conservación, que el no poder detectar una tendencia (principalmente si es negativa) cuando ésta existe (error tipo II, Steidl et al. 1997, Gibbs et al. 1999). El uso de un $\alpha < 0,1$ incrementaría el margen de error tipo II.

Nosotros esperabamos que el diseño resulte en una potencia del 80% para detectar un cambio cuando éste exista (siguiendo el criterio de Beier & Cunningham 1996, Steidl et al. 1997, Gibbs et al. 1999, Travaini et al. 2003a y Pacheco en prensa). Cuando no se alcanzaba la potencia deseada con el diseño simulado inicialmente (basado en el diseño planteado como base para el estudio piloto), realizamos cambios en el diseño original, buscando incrementar la potencia de detección de las tendencias poblacionales. Las variables que manejamos para simular los cambios en el diseño original fueron: número de parcelas a muestrearse y número de muestreos por ocasión (año) y por parcela. La media y desviación estándar para cada parcela añadida a la simulación fue igual a la observada en el caso de la parcela de 18 transectos del muestreo piloto.

Aceptamos que un índice con base en huellas no necesariamente reflejará las tendencias de la población (Walker et al. 2000). De esta manera, cuando nos referimos a tendencias se trata de la frecuencia de huellas en los transectos como un

estimador de la población. Volvemos a tocar este punto en la discusión.

Resultados

El estudio piloto arrojó un porcentaje promedio de transectos con huella del puma de 14.8 ($ds = 8.5$), mientras que un promedio de 40.7% ($ds = 8.5$) de los transectos tenían huellas de zorro. Utilizando estas cifras como inicio de las simulaciones con Monitor, los resultados fueron los que detallamos a continuación:

Programa de monitoreo para el puma

Si se continuara con el programa de monitoreo basado sólo en una parcela como la usada para el estudio piloto, se requeriría un mínimo de 35 muestreos para alcanzar una potencia de detección del 80% con el fin de detectar disminuciones del 3% anual en un periodo de 10 años (Fig. 1). La misma potencia podría alcanzarse con unos 18 muestreos anuales, si la

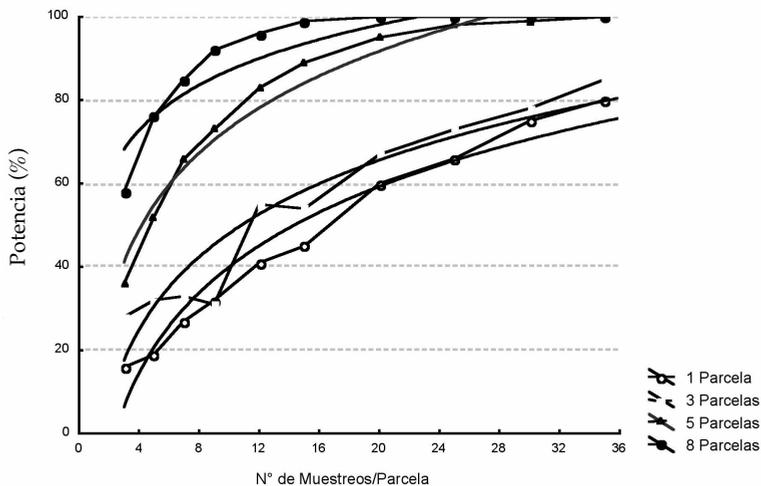


Fig. 1: Potencia de detección de decrementos del 3% anual en poblaciones de puma (*Felis concolor*) del Parque Nacional Sajama en función al número de parcelas (de 18 transectos) y número de muestreos por parcela para 10 años de seguimiento. Se muestran los resultados de las simulaciones como símbolos (distintos de acuerdo al número de parcelas) y una curva ajustada a los datos para ayudar a la interpolación.

disminución a detectarse fuera del 5% anual. El incremento a tres parcelas no produce cambio significativo, mientras que un programa de monitoreo que considere 12 muestreos en cinco parcelas o -alternativamente siete muestreos en ocho parcelas- alcanzaría la potencia deseada del 80% (Fig. 1).

Programa de monitoreo para el zorro

Con sólo incrementar el número de muestreos a cinco por año en la misma parcela de 18 transectos, se alcanzaría una potencia mayor al 80%. Alternativamente, podrían realizarse cuatro muestreos en tres parcelas o tres muestreos en cuatro parcelas para obtener los mismos resultados (Fig. 2).

Discusión

El peligro de llevar a cabo un programa de monitoreo de poblaciones sin un diseño que

asegure la utilidad de la información obtenida está en la asignación de recursos humanos y monetarios que no brinden información interpretable. Específicamente, podemos cometer un error tipo II al no detectar una tendencia en la población, cuando ésta en realidad existe (Gibbs et al. 1999). Por ejemplo, Stirrat et al. (2001) demostraron que el programa de monitoreo de cocodrilos (*Crocodylus porosus*) en Australia proveía información adecuada (con suficiente potencia para detectar cambios poblacionales) sólo cuando se hacían conteos directos de los animales desde un bote, pero no en el caso de los conteos desde helicópteros. Desafortunadamente, este programa de monitoreo con base en conteos desde helicóptero se había llevado a cabo por un periodo de 10 años y abarcó 70 ríos y arroyos de Australia. De manera similar, Hill et al. (2003) informaron que su programa de monitoreo, que incluyó recorridos mensuales a lo largo de transectos lineales por siete años y cubrió un total de 7.535 km de recorridos en la Reserva

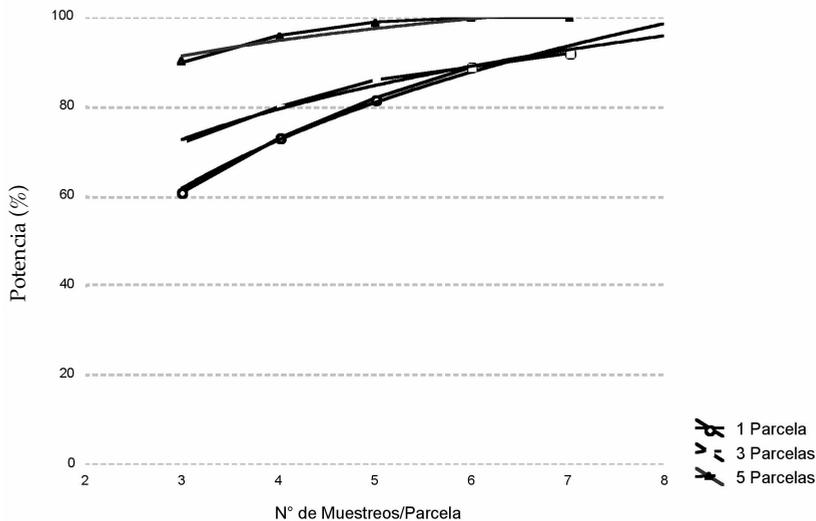


Fig. 2: Potencia de detección de decrementos del 3% anual en poblaciones de zorro (*Pseudalopex culapeus*) del Parque Nacional Sajama, en función al número de parcelas (de 18 transectos) y número de muestreos por parcela para 10 años de seguimiento.

Mbaracayú del Paraguay, no ha sido capaz de detectar disminuciones del 80% en la tasa de encuentro con pecaríes de collar (*Tayassu tajacu*), aunque sí detectó tendencias positivas y negativas para otras especies.

En el caso del puma, Smallwood (1994) y Smallwood & Fitzhugh (1995) reportan un programa de monitoreo de dicha especie con base en 121 transectos de 11.3 km, separados por 16 km, los cuales fueron recorridos en distintas oportunidades entre 1985 y 1992. El análisis estadístico de estos datos impidió rechazar la hipótesis nula de una disminución en la población del Estado de California, la cual se suponía en declinación. En otro trabajo basado en simulaciones, Beier & Cunningham (1996) indican que sería necesario contabilizar huellas en al menos 30 transectos de 8 km de longitud para detectar (con un potencia del 80% y $\alpha = 0.2$) reducciones del 50% en una población de pumas de California entre dos periodos de muestreo consecutivos. Para detectar cambios del 10% (entre dos periodos de muestreo), con un $\alpha = 0.2$, el número de transectos estimado por ellos asciende a 700. Nuestra estimación de 35 muestreos en una parcela de 18 transectos establecida en un área de 1.000 km² para alcanzar un potencia de detección del 80% con disminuciones equivalentes al 3% anual y con $\alpha = 0.1$, quedaría entonces dentro lo razonable para ser aplicada en un programa de monitoreo de puma en el Altiplano boliviano.

En un estudio similar, Travaini et al. (2003b) proponen que para detectar una disminución del 50% en una población de zorros de la Patagonia argentina a lo largo de 10 años y con una potencia del 80%, es suficiente con activar una vez al año 16 líneas (separadas por 1.000 m entre sí) de huelleros, cada una con seis estaciones (huelleros cebados con carne), separadas por 500 m. El trabajo de Pacheco (en prensa) propone que para un programa de monitoreo de zorro en la Puna húmeda del PN Cotapata (Bolivia), con similares requerimientos y alcances que lo propuesto

aquí, es necesario establecer una parcela con 12 líneas de seis huelleros cada una (cuadrantes de registro de huellas de 1 m² y cebados con atrayentes odoríferos) y revisar cada línea 14 veces por año o, alternativamente, establecer cinco de esas parcelas y reducir el número de muestreos a cinco por parcela. Si bien ese trabajo no es directamente comparable con el del PN Sajama, es notorio que el zorro mostró las tasas de visita a los huelleros más altas y relativamente es menos variable que las especies estudiadas por Pacheco en Cotapata (que incluyó *Hippocamelus antisensis*, *Mazama chunyi*, *Leopardus tigrinus* y *Oreailurus jacobita* y/o *Lynchailurus pajeros*). Tal parece que el zorro es una especie cuyo monitoreo no implica mayores problemas, tanto si se usan atrayentes y muestreos en huelleros, como cuando sólo se registran huellas como índice pasivo de actividad, asociado a la abundancia o si se realizan conteos directos (ver Novaro et al. 2000, Travaini et al. 2003a, 2003b).

Una discusión sobre la confiabilidad del programa de monitoreo propuesto en éste trabajo debe considerar aspectos relacionados al desempeño del simulador utilizado. Hatch (2003) indica que el programa Monitor sólo considera la variabilidad intra-anual en los conteos, pero no toma en cuenta la variabilidad interanual, la cual afectará de manera aditiva la potencia de detección en el análisis de regresión. Hatch (2003) también indica que el supuesto de cálculo utilizado por Monitor, en que la varianza será constante a lo largo del periodo de monitoreo, no considera que la precisión tenderá a incrementarse a medida que la población se reduce (en una población en declinación). De tal manera, que el diseño presentado aquí podría estar por un lado sobreestimando la potencia de detección de nuestro programa de monitoreo al no incluir la variación interanual en los muestreos, pero por otro lado podríamos estarla subestimando, al suponer una varianza constante a lo largo de todo el periodo de monitoreo. Si bien estos posibles sesgos no son necesariamente

proporcionales, el sentido de ellos es opuesto y nos permite especular que, de alguna manera, podrían compensarse. Sin embargo, es necesario revisar y, según los resultados de esa revisión, readecuar el diseño propuesto en el presente trabajo luego de tres o más años de muestreos, para incluir explícitamente en el modelo el efecto aditivo de la variación interanual en los conteos y, en el caso de hallarse una tendencia negativa en la población (aunque no sea estadísticamente significativa), intentar incluir la posible reducción en la varianza total. Hatch (2003) además indica que los recuentos de señales repetidos en un mismo año deben ser tratados como pseudoréplicas en el análisis de regresión sobre la tendencia de la población. Las simulaciones realizadas para este trabajo se basan en muestreos con intervalos de uno o pocos días, lo cual incrementa la posibilidad de que exista autocorrelación entre los resultados (Thomas & Krebs 1997). Sin embargo, la variación intra-anual adquirirá mayor importancia, a medida que se incremente el intervalo entre los muestreos del mismo año (ver Travaini et al. 2003a). De cualquier manera, la revisión del diseño -luego de algunos años de muestreo- ayudará a definir si para cada año debe usarse sólo la media de todos los muestreos ($n=1$ para cada parcela) o tomarlos como réplicas. De igual manera, debe evaluarse la probable autocorrelación de los muestreos dentro de un mismo año y durante años consecutivos, como una rutina en cualquier programa de seguimiento de tendencias poblacionales. Entonces, a pesar de que es imposible considerar ahora todas las fuentes de variación, el presente diseño es un avance con relación a la práctica usual de obtención de datos sin una mínima consideración de su futura utilidad para responder a las preguntas sobre tendencias poblacionales. Con esas consideraciones, sostenemos que el programa diseñado en este trabajo para el seguimiento de las tendencias poblacionales de puma y zorro en el Altiplano disminuyen enormemente las probabilidades de ejecutar un programa de

varios años que obtenga datos inútiles por ser escasos o en exceso.

Otro factor a tomarse en cuenta sobre la aparente solidez del diseño aquí propuesto (considerando sólo una parcela y realización de ~25 conteos) es que la ausencia de una tendencia negativa en la población estudiada no debe interpretarse directamente como que no existen problemas demográficos, ya que es posible que un sistema fuente-sumidero esté actuando para mantener la población en estudio (Brawn & Robinson 1996). En nuestro caso, todos los transectos de la única parcela estarían dentro del PNS (~1.020 km²) y podría ocurrir que las poblaciones de pumas y zorros sean mantenidas por inmigración desde el vecino Parque Nacional Lauca (~3.000 km²) en Chile, mientras nuestro programa de monitoreo nos mostraría ausencia de tendencia decreciente. Bajo esta consideración, es mejor establecer más parcelas, de manera que el área bajo estudio sea mayor, especialmente en el caso del puma, cuyos movimientos dentro de un mismo ámbito de hogar y más aún durante la migración post independencia cubren distancias enormes (Nowell & Jackson 1996, Logan & Sweanor 2001).

Las alternativas para el monitoreo de puma de: a) realizar 35 muestreos en una sola parcela y b) establecer ocho parcelas y realizar siete muestreos, deben ser consideradas a la luz de los recursos disponibles y la factibilidad del trabajo en el campo. Un programa de monitoreo que implique 35 días de trabajo puede ocasionar dificultades de organización mayores que si se trata de siete días. Sin embargo, el área a cubrirse con ocho parcelas debe incluir necesariamente zonas fuera del área protegida. Si bien esto puede parecer un problema a primera vista, sugerimos aquí que será una ventaja, considerando que 3-4 de las parcelas adicionales podrían establecerse en el vecino Parque Nacional Lauca (Chile), lo cual obligaría a emprender tareas conjuntas, con las obvias ventajas para el desarrollo de la ciencia y mejoras en la conservación para ambos países.

El resto de las parcelas deberían establecerse en áreas adyacentes al PN Sajama, en territorio boliviano, para lograr una idea del estado de las especies fuera del área protegida, donde ya se tienen reclamos sobre problemas de depredación de ganado por puma, por ejemplo en la Provincia Mejillones del departamento de Oruro. Una ventaja adicional de establecer varias parcelas, en lugar de incrementar el número de conteos en una sola, es que cada parcela del programa de monitoreo de puma podría ser analizada por separado para el caso del zorro, pues los siete conteos a realizarse en cada parcela serían teóricamente suficientes para detectar tendencias similares del zorro dentro de cada parcela (o región de aproximadamente 1.000 km²).

Por tanto, sugerimos que el diseño del programa de monitoreo de puma y zorro siga el siguiente modelo:

- 1) Establecer ocho parcelas, cada una con 18 transectos de 2.5 km cada uno y separados al menos por 5 km.
- 2) Realizar al menos siete muestreos anuales en cada uno de los transectos de cada parcela.
- 3) Analizar los datos anualmente para hacer ajustes al modelo.
- 4) Hacer una revisión detallada del programa luego de 3-4 años, para evaluar: a) el posible efecto aditivo de la variación interanual de los muestreos en la potencia del diseño y b) la autocorrelación entre muestreos sucesivos y la posibilidad de espaciar temporalmente los muestreos en el año para que no sean considerados pseudoréplicas.
- 5) Establecer un convenio de trabajo conjunto con la administración del Parque Nacional Lauca, sobre la base del establecimiento de 3-4 parcelas de muestreo en dicho Parque, para monitorear las poblaciones de puma y zorro en ambas áreas protegidas.
- 6) Establecer el resto de las parcelas en áreas

de amortiguación del PN Sajama, de manera que podamos tener una buena idea sobre las tendencias de la población de puma en un área de gran tamaño y bajo distinto régimen de protección, además de ideas menos finas de las tendencias del zorro en cada parcela. Esto estaría de acuerdo con lo sugerido por Schonewald-Cox et al. (1991) y Smallwood & Schonewald-Cox (1998) en que los estudios relacionados con abundancia de carnívoros deben ser realizados en grandes extensiones, ya que las estimaciones de densidad tienden a ser mayores cuanto menor es el área de estudio. El estudio más importante a la fecha sobre la ecología del puma se realizó en un área de 2.059 km² (Logan & Sweanor 2001), que sugiere que el área adecuada destinada a monitorear nuestra población de pumas es de 6.000-8.000 km².

Dado que la relación entre la densidad de huellas y de individuos no es necesariamente lineal ni constante (Gibbs 2000, Walker et al. 2000), es necesario calibrar el índice de huellas con estimaciones de densidad de las poblaciones. Sin embargo, los pocos estudios disponibles indican que las huellas son un buen índice de la densidad real de las poblaciones de puma (Van Dyke et al. 1986), zorro (Novaro et al. 2000) y otros carnívoros (Stander 1998, Warrick & Harris 2001, pero ver Servín et al. (1987). Además, si la calibración entre frecuencia de huellas y densidad de animales no se ha hecho, este es un problema menor para los casos, como éste en que el índice de huellas se usa para el monitoreo de una población en el tiempo y no para comparar densidades de poblaciones en distintos sitios (Wilson & Delahay 2001).

Este trabajo muestra la importancia de realizar un estudio piloto de campo y ajustar un diseño para los programas de monitoreo, si se desea disminuir las probabilidades de desperdiciar esfuerzos de campo en obtener

datos que no sean suficientes para asegurarnos que estamos detectando las tendencias de las poblaciones. Creemos que este tipo de diseños deben realizarse de manera rutinaria para mejorar la eficiencia y confiabilidad en el manejo de la vida silvestre.

Agradecimientos

Este trabajo se realizó con el apoyo de Wildlife Conservation Society a LFP. Financiamiento adicional y gran motivación vino del Cat Action Treasury. El manuscrito se escribió con el apoyo de la John D. & Catherine T. MacArthur Foundation al trabajo de LFP en la Estación Biológica Tunquini. Peter Feinsinger, Walfrido Tomás, Eric Yensen, Javier Simonetti y especialmente Andrés Novaro y un revisor anónimo dieron importantes sugerencias para aclarar este manuscrito. Rosa I. Meneses del Herbario Nacional de Bolivia contribuyó con la descripción de la vegetación. James Gibbs resolvió algunas dudas sobre el uso de Monitor. Nuestro agradecimiento a la administración del Parque Nacional Sajama por el permiso para trabajar en la zona y a Wilfredo Choque Álvarez, Santos Nina Álvarez, Eliseo Álvarez Nina, Eustaquio Marca Marca, Antonio Huarachi Marca, Eloy Álvarez Laura y Juan Bernardino Apata Madani, del cuerpo de guardaparques del PN Sajama, quienes colaboraron eficientemente con las tareas de campo. Una mención especial a la señora Teresa Marín Molina por su apoyo durante el trabajo de campo.

Referencias

Beier, P. & S.C. Cunningham. 1996. Power of track surveys to detect changes in cougar populations. *Wildlife Society Bulletin* 24: 540-546.

Brawn, J.D. & S.K. Robinson 1996. Source-sink dynamics may complicate interpretation of long-term census data. *Ecology* 77: 3-12.

Elzinga, C.L., D.W. Salzer, J.W. Willoughby & J.P. Gibbs. 2001. *Monitoring plant and animal populations*. Blackwell Science, Massachusetts. 360 p.

Franklin, W.L., W.E. Johnson, R.J. Sarno & J.A. Iriarte. 1999. Ecology of the Patagonia puma *Felis concolor patagonica* in southern Chile. *Biological Conservation* 90: 33-40.

Gibbs, J.P. 1995. MONITOR. Vs. 6.2 User's manual. Department of Biology, Yale University, New Haven, Connecticut. 30 p.

Gibbs, J.P. 2000. Monitoring populations. pp. 213-252 En: L. Boitani & T.K. Fuller (eds.). *Research Techniques in Animal Ecology. Controversies and Consequences*. Columbia University Press, Nueva York.

Gibbs, J.P., S. Droege & P. Eagle. 1998. Monitoring populations of plants and animals. *BioScience* 48: 935-940.

Gibbs, J.P., H.L. Snell & C.E. Causton. 1999. Effective monitoring for adaptive management: lessons from the Galápagos Islands. *Journal of Wildlife Management* 63: 1055-1065.

Hatfield, J.S., W.R. Gould IV, B.A. Hoover, M.R. Fuller & E.L. Lindquist. 1996. Detecting trends in raptor counts: power and type I error rates of various statistical tests. *Wildlife Society Bulletin* 24: 505-515.

Hatch, S.A. 2003. Statistical power for detecting trends with applications to seabird monitoring. *Biological Conservation* 11: 317-329.

Hill, K., G. McMillan & R. Fariña. 2003. Hunting-related changes in game encounter rates from 1994 to 2001 in the Mbaracayu Reserve, Paraguay. *Conservation Biology* 17: 1312-1323.

Logan, K.A., & L.L. Swenar. 2001. *Desert puma: evolutionary ecology and conservation of an enduring carnivore*. Island Press, Washington.

Noss, R.F., H.B. Quigley, M.G. Hornocker, T. Merrill & P.C. Paquet. 1996. *Conservation*

- biology and carnivore conservation in the Rocky mountains. *Conservation Biology* 10: 949-963.
- Novaro, A.J. 1995. Sustainability of harvest of culpeo foxes in Patagonia. *Oryx* 29: 18-22.
- Novaro, A.J. 1997. Source-sink dynamics induced by hunting: case study of culpeo foxes on rangelands in Patagonia, Argentina. Ph.D. Dissertation, University of Florida, Gainesville. 212 p.
- Novaro, A.J., M.C. Funes, C. Rambeaud & O. Monsalvo. 2000. Calibración de índice de estaciones odoríferas para estimar tendencias poblacionales del zorro colorado (*Pseudalopex culpaeus*) en Patagonia. *Mastozoología Neotropical* 7: 81-88.
- Nowell, K. & P. Jackson. 1996. Wild cats. Status survey and conservation action plan. IUCN/SSC Cat Specialist Group. Gland.
- Pacheco, L.F. (en prensa). Monitoreo de mamíferos grandes en praderas altoandinas y bosques nublados de Bolivia. *Ecología Austral*.
- Pacheco, L.F., Lucero, A. & M. Villca. 2004. Dieta del puma (*Puma concolor*) en el Parque Nacional Sajama, Bolivia. *Ecología en Bolivia* 39: 75-83.
- Ribera, M. 1999. Evaluación integral del impacto de depredación del puma (*Felis concolor*) y el zorro (*Pseudalopex culpaeus*), sobre el ganado camélido en el Parque Nacional Sajama. Informe no publicado, disponible en la oficina del PN Sajama, La Paz, 121 p.
- Sargeant, G.A., D.H. Johnson & W.E. Berg. 1998. Interpreting carnivore scent-station surveys. *Journal of Wildlife Management* 62: 1235-1245.
- Schonewald-Cox C., R. Azari & S. Blume. 1991. Scale, variable density, and conservation planning for mammalian carnivores. *Conservation Biology* 5: 491-495.
- Servin, J.I., J.R. Rau & M. Delibes. 1987. Use of radio tracking to improve the estimation by track counts of the relative abundance of red fox. *Acta Theriologica* 32: 489-492.
- Smallwood, K.S. 1994. Trends in California mountain lion populations. *Southwestern Naturalist* 39: 67-72.
- Smallwood, K.S. & E.L. Fitzhugh. 1995. A track count for estimating mountain lion (*Puma concolor californica*) population trend. *Biological Conservation* 71: 252-259.
- Smallwood, K.S. & C. Schonewald-Cox. 1998. Study design and interpretation of mammalian carnivore density estimates. *Oecologia* 113: 474-491.
- Smith, W.P. & V.L. Harke. 2001. Marbled murrelet surveys: site and annual variation, sampling effort and statistical power. *Wildlife Society Bulletin* 29: 568-577.
- Stander, P.E. 1998. Spoor counts as indices of large carnivore populations: the relationship between spoor frequency, sampling effort and true density. *Journal of Applied Ecology* 35: 378-385.
- Steidl, R.J., J.P. Hayes & E. Schaubert. 1997. Statistical power in wildlife research. *Journal of Wildlife Management* 61: 270-279.
- Stirrat, S.C., D. Lawson, W.J. Freeland & R. Morton. 2001. Monitoring *Crocodylus porosus* populations in the Northern territory of Australia: a retrospective power analysis. *Wildlife Research* 28: 547-554.
- Thomas, L. & C.J. Krebs. 1997. A review of statistical power analysis software. *Bulletin of the Ecological Society of America* 78: 126-139.
- Travaini, A., S.C. Zapata, C. Zoratti, G. Soria, F. Escóbar, G. Aguilera & P. Collavino. 2003a. Diseño de un programa de seguimiento de poblaciones de cánidos silvestres en ambientes esteparios de la Patagonia, Argentina. *Acta Zoológica Mexicana* 90: 1-14.

- Travaini, A., J. Pereyra, R. Martínez-Peck & S.C. Zapata. 2003b. Monitoreo de zorros colorados (*Pseudalopex culpaeus*) y grises (*Pseudalopex griseus*) en Patagonia: diseño y comparación de dos métodos alternativos. *Mastozoología Neotropical* 10: 277-291.
- Van Dyke, F.G., R.H. Brocke & H.G. Shaw. 1986. Use of track counts as indices of mountain lion presence. *Journal of Wildlife Management* 50: 102-108.
- Walker, R.S., A.J. Novaro & J.D. Nichols. 2000. Consideraciones para la estimación de abundancia de poblaciones de mamíferos. *Mastozoología Neotropical* 7: 73-80.
- Warrick, G.D. & C.E. Harris. 2001. Evaluation of spotlight and scent-station surveys to monitor kit fox abundance. *Wildlife Society Bulletin* 29: 827-832.
- Wilson, G.J. & R.J. Delahay. 2001. A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation. *Wildlife Research* 28: 151-164.
- Yensen, E. & T. Tarifa. 1993. Reconocimiento de los mamíferos del Parque Nacional Sajama. *Ecología en Bolivia* 21: 45-66.

Artículo recibido en: Abril de 2004

Manejado por: Javier Simonetti

Aceptada en: Octubre de 2004.