

FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS y NATURALES

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PAMPA

TESINA PRESENTADA PARA OBTENER
EL GRADO ACADÉMICO DE
INGENIERA EN RECURSOS NATURALES
Y MEDIO AMBIENTE

“DESARROLLO DE UN PROGRAMA DE MONITOREO PARA LAS
POBLACIONES DE LIEBRE EUROPEA (*Lepus europaeus*)
EN LA PROVINCIA DE LA PAMPA”.

Verónica Soledad SALVADOR

SANTA ROSA (LA PAMPA)

ARGENTINA

2006

Prefacio

Esta tesina es presentada como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Ingeniera en Recursos Naturales y Medio Ambiente, de la Universidad Nacional de La Pampa y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad ni en otra Institución Académica. Esta tesina se llevó a cabo en el Centro para el Estudio y Conservación de las Aves Rapaces en la Argentina (CECARA) dependiente del Departamento de Recursos Naturales, durante el período comprendido entre el 26 de Mayo de 2005 y el 20 de noviembre de 2006, bajo la dirección de Dr. José Hernán Sarasola.

Deseo agradecer a mi Director por su ayuda, sugerencias y correcciones pero principalmente por su siempre buena predisposición para oír mis dudas y aconsejarme.

A Laura Bragagnolo, que tuvo mucho que ver en la realización de esta tesina, gracias amiga por tu ayuda.

Al personal de la Dirección de Recursos Naturales de la provincia de La Pampa quién obtuvo y cedió los datos para la realización de esta tesina.

Al CECARA, Marquitos, Maxi, Miguel, Laura, Cali y José ya que todos allí me ayudaron, a lo mejor no directamente a través del trabajo de mi tesina pero sí en hacer de los últimos años de mi carrera en la Facultad más interesantes, gracias por compartir conmigo y enseñarme.

Finalmente quiero agradecer a mis padres, a Fabio y a mis amigas y amigos quienes me acompañaron durante toda mi carrera y sin los cuáles no hubiese podido llegar a esta etapa final.

Resumen

El objetivo de este trabajo fue desarrollar un programa de monitoreo para las poblaciones de liebre europea (*Lepus europaeus*) en la provincia de La Pampa. Utilizando el programa de simulación Monitor (versión 6.2) evaluamos cuál debería ser el esfuerzo de muestreo anual para detectar una disminución del 30% o 40% de la población en 5, 6, 7 y 10 años satisfaciendo una potencia mínima del 80% con un nivel de significancia de alfa (α) 0,05 y 0,10. La información de base se obtuvo de conteos en transectas establecidas en la región oriental de la provincia de La Pampa, realizados por personal de la Dirección de Recursos Naturales de esta provincia durante 1996-2000. Para la elección final del programa de monitoreo apropiado ante cada situación (30% o 40% de disminución en la población de liebres) se analizó el esfuerzo de muestreo (en número de transectas y kilómetros a recorrer) que cada programa requería. El programa más eficiente en detectar una disminución del 30% con un nivel de significancia de $\alpha = 0,10$ requiere del establecimiento de 12 transectas de 70 kilómetros de longitud que se deberán censar 2 veces al año (antes de la zafra comercial) durante 5 años y que equivale a realizar 8.400 kilómetros de censos. Para la situación en la que se desee detectar una disminución del 40% con un nivel de significancia $\alpha = 0,10$, el mejor programa de monitoreo es el que implica recorrer una vez al año (antes de la zafra comercial) 11 transectas de 70 kilómetros durante 6 años, que equivale a recorrer 4.620 kilómetros.

Abstract

Develop of a monitoring program for populations of European hare (*Lepus europaeus*) in the province of La Pampa, Argentina.

The aim of this thesis was to develop a monitoring program for wild populations of European hare (*Lepus europaeus*) in La Pampa province. Using Monitor 6.2 software we estimated the annual sampling effort to detect a 30% and 40% decrease in the their populations during 5, 6, 7 or 10 years with a minimum statistical power of 80% using two significance levels (alpha 0,05 and 0,10). Field data was gathered by personnel of the Dirección de Recursos Naturales of La Pampa province and obtained from road counts conducted in the oriental region of the province during 1996-2000. To select the most appropriate program for each situation (30% and 40% population decrease) we analyzed the sampling effort based in the total kilometers each program required. The most efficient program in detect 30% decrease with 0,10 alpha level require that 12 transects of 70 km had to be surveyed 2 times in the year during 5 consecutive years previous to commercial hunting of European hare, surveying in the 5 years a total of 8.400 kilometers. To detect a 40% decrease in the population of European hare with 0,10 alpha level, we need to survey once in the year 11 transects of 70 kilometers during 6 years which implies survey 4620 kilometers.

ÍNDICE

1- INTRODUCCIÓN.....	6
2- MATERIALES Y MÉTODOS.....	11
2.1 Área de estudio.....	12
2.2 Metodología para la estimación de abundancia de liebres.....	12
2.3 Selección de la unidad de muestreo.....	13
2.4 Desarrollo del programa de monitoreo.....	15
3- RESULTADOS.....	17
4- DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES.....	27
5- BIBLIOGRAFÍA.....	30

1. Introducción

Estimar las tendencias temporales en los tamaños poblacionales de plantas y animales silvestres es un objetivo común tanto de biólogos como de los responsables de la gestión y el manejo de los recursos naturales. Estas tendencias son típicamente inferidas a través de un seguimiento, que en un sentido amplio, se podría definir como la colección y análisis repetido de observaciones sobre la condición de alguna cantidad o atributo dentro de un área y período predefinido, incluyendo el interés por detectar cambios importantes en esa condición (Thompson *et al.* 1998).

Para lograr que la gestión de la fauna silvestre se base en información sólida, 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 recursos humanos y monetarios en exceso. En particular, el programa de monitoreo debe diseñarse de manera que asegure una potencia de detección mínima de las tendencias poblacionales pero que al mismo tiempo evite la acumulación de datos innecesarios (Gibbs 2000).

Diferentes programas de monitoreo de poblaciones silvestres han sido de mucha utilidad cuando se han aplicado a especies con problemas de conservación (Ballesteros 2000, Kendall *et al.* 1992, Benn *et al.* 1995, Taylor & Gerrodette 1993, Beier & Cunningham 1996). También se han utilizado en situaciones en que los ambientes naturales han sido objeto de alteraciones, requiriéndose entonces de un seguimiento de las poblaciones silvestres que los habitaban para evaluar si la respuesta a dichas modificaciones involucra una disminución en el tamaño poblacional (Gibbs & Melvin 1997). La utilidad y aplicación de los programas de monitoreo alcanza a especies que, sin tener comprometida su conservación o sin que sus hábitats se vean sometidos a modificaciones, son sin embargo motivo de aprovechamiento por caza deportiva o comercial y por lo tanto requieren de una evaluación de su abundancia en el tiempo para detectar tendencias –tanto positivas como negativas– que permitan decidir entre disminuir o ampliar los cupos o tasas de extracción de individuos (Travani *et al.* 2003a, 2003b).

En conclusión, el monitoreo de poblaciones de plantas y animales debe basarse en una cuidadosa selección del protocolo de muestreo y de los estimadores de abundancia más apropiados para la especie en cuestión, ambos aspectos a su vez enmarcados en objetivos específicos que consideren la disponibilidad de recursos financieros y de tiempo (Gibbs 2000).

En la búsqueda de estas tendencias poblacionales, los investigadores o gestores de especies silvestres son susceptibles de cometer dos tipos de errores. El error de Tipo I, con probabilidad alfa (α) de cometerlo, es aquel en el que se concluye falsamente en que existe una tendencia cuando en realidad no es así (rechazar la hipótesis nula, de no cambio, cuando ésta es verdadera). El segundo es el error de Tipo II, con probabilidad beta (β) de cometerlo, en el que también se puede concluir erróneamente que no existe una tendencia en los datos cuando ésta sí existe (aceptar la hipótesis nula cuando es falsa) (Gibbs 2000, Travaini *et al.* 2003a, Thompson *et al.* 1998, Gerrodette 1987).

El poder estadístico se relaciona con la probabilidad de cometer estos dos errores. La potencia de una prueba estadística es el recíproco del riesgo β de cometer un error de Tipo II para una serie de datos, o sea la potencia de la prueba: $(1-\beta)$. Es decir que, la potencia de la prueba es la probabilidad de rechazar la hipótesis nula cuando de hecho se debería hacer (Gibbs 1995, Feisinger 2004). Aunque el poder estadístico es central en el desarrollo de todo programa de monitoreo, es raramente calculado. Las consecuencias de ignorar el poder estadístico llevan a dedicar esfuerzo y recursos en la colección de datos que posteriormente resultan insuficientes para basar en ellos inferencias confiables, o por el contrario, coleccionar datos en exceso a lo necesario, con el consiguiente derroche de recursos (Gibbs 2000).

Se debe considerar además de la significación estadística, la significación biológica, que no siempre son equivalentes (Feisinger 2004). En un programa de monitoreo la significación biológica debería primar por encima de la estadística y por eso bajo determinadas circunstancias se considera aceptable relajar el nivel convencional de α 0.05 a niveles de α 0.10. De esta forma se obtiene un incremento en la potencia del muestreo, a cambio de rechazar en más ocasiones hipótesis nulas verdaderas (error de Tipo I) e incurrir en falsas alarmas de cambios. Esta situación es preferible en el marco de un programa de monitoreo, que permitirá implementar a tiempo medidas correctivas en caso de producirse

un decremento poblacional o una explosión en el número poblacional de la especie estudiada (Travaini *et al.* 2003b).

En la provincia de La Pampa existen una variedad de especies de importante valor cinegético y comercial, muchas de ellas introducidas a nuestro país durante el siglo pasado y fines del siglo XIX. Estas especies no se encuentran sujetas a programas de monitoreo de sus abundancias o tamaños poblacionales, a pesar de que la actividad de caza en torno a ellas tiene un alto valor económico y en algunos casos, también social. Para algunas especies se ha comenzado con relevamientos y conteos a campo, pero los mismos no se encuentran enmarcados en un programa establecido *a priori* en los que se hayan considerado aspectos relativos a la eficiencia de estos programas de monitoreo para brindar la información buscada, como por ejemplo, cuántas unidades de muestreo deben ser evaluadas o con qué frecuencia deberían ser realizados dichos muestreos.

Entre estas especies de valor para la caza deportiva y comercial, y cuyas poblaciones se encuentran en una situación de estudio a la planteada anteriormente, se encuentra la liebre europea (*Lepus europaeus*), una de las de mayor importancia por el impacto económico que genera su aprovechamiento integral (pelo, carne y cuero) a escala regional.

La liebre europea (Orden Mammalia, Clase Lagomorpha) fue introducida en Argentina en 1888 (Cabrera 1958, Mulleady 1984, Parisi *et al.* 1994) en la estancia “La Hansa” ubicada aproximadamente a 25 kilómetros de la actual ciudad de Cañada de Gómez, provincia de Santa Fe (Carmán, 1976, Grigera & Rapaport 1983). Una introducción posterior se habría llevado a cabo en 1896 en Tandil, provincia de Buenos Aires (Parisi *et al.* 1994, Grigera & Rapaport 1983). En Última Esperanza, en la región patagónica chilena en 1896 o 1907, no se conoce con precisión el año, se realizó una introducción de liebre europea (Grigera & Rapaport 1983, Jaksic 1998), produciéndose otra a comienzos del siglo XX en Valdivia y Osorno, Chile (Jaksic *et al.* 2002).

En 1907, a sólo 19 años de su primera introducción conocida en Argentina y debido a su rápida expansión y las altas densidades en que se presentaba en ciertas zonas del país, la liebre fue declarada plaga nacional de la agricultura por Ley 4863 de Defensa Agrícola ratificada por Decreto Ley 6704 de 1963. Según la evaluación realizada por

Grigera & Rapaport (1983), la liebre europea ocupaba prácticamente todo el territorio argentino, Uruguay, el sur de Brasil (siendo abundante en los estados de Río Grande do Sul y Santa Catarina), gran parte de Paraguay, el departamento de Tarija en el sur de Bolivia y el territorio chileno desde su extremo sur hasta el río Copiapó. Recientemente se la ha registrado en el sur de Perú (Cossíos 2004).

La temporada de caza comercial de liebre europea se realiza cada año desde el 1 de mayo al 31 de julio en las provincias de Buenos Aires, La Pampa, Córdoba y Santa Fe, extendiéndose la misma hasta el 15 de agosto en las provincias patagónicas. Las cantidades obtenidas de liebres responden a las exigencias del mercado.

Entre el período de 1986 y 1993 la media de faena fue de 5 millones de liebres para la región pampeana. En los últimos 6 años la captura promedio de 2,5 millones de cabezas por año. Esta actividad netamente exportadora, alcanza un promedio de ventas de U\$S 20.000.000 anuales (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos, 2004). En la provincia de La Pampa la caza comercial de la liebre europea reportaba alrededor de 4.000.000 pesos (García & Urioste 1991).

En forma directa esta actividad emplea unas 1.500 personas. De ellas, alrededor de 200 son empleadas en forma permanente, mientras que las restantes 1.300 personas son contratadas temporariamente durante los meses de trabajo. Existen otras 1.000 personas que se dedican a las actividades de la caza durante la temporada habilitada y obtienen sus ingresos de esta actividad. Además 500 personas aproximadamente se hallan conectadas con la tarea desarrollada en los recibideros, como propietarios, administradores o empleados. En resumen, el sector moviliza directamente a más de 3.000 trabajadores de zonas rurales, demanda que se halla concentrada en un período del año, cuya característica es la disminución de la demanda de mano de obra para el trabajo agropecuario (Gonzalez Ruiz 2004).

El período dispuesto para la caza deportiva comprende desde el 1 de enero hasta el 31 de julio de cada año y la cantidad permitida por cazador es de 10 liebres por día, dichos ejemplares no pueden ser incluidos en el círculo comercial (García & Urioste 1991). De acuerdo a las estadísticas oficiales de la Dirección de Recursos Naturales de la provincia de La Pampa, el número medio de liebres cazadas por año para el período 1979-

1992 fue de 701.062 liebres/año, sobre una media de 480 permisos/año y 1.962 liebres/año/cazador (García *et al.* 1993). Además del gran interés que despierta la caza de la liebre europea por su importancia económica y por los capitales que se mueven en torno a ella, permite que otros sectores de la población rural de bajos ingresos lo utilicen como recurso de subsistencia (Sosa & Pessino 2002).

A pesar de la importancia económica de la caza comercial y deportiva de la liebre europea, su impacto regional e importancia para diferentes sectores sociales, no se ha desarrollado en la provincia de La Pampa un programa previamente estipulado con el fin de monitorear las poblaciones de liebre europea. Como todo recurso cinegético, su adecuado aprovechamiento requiere de pautas de manejo y control que permitan establecer el número de individuos susceptibles de ser cazados cada año de forma de establecer condiciones de "cosecha" sostenibles en el tiempo. Para ello es necesario el seguimiento y monitoreo de la abundancia de liebres en el terreno con el fin de detectar cambios en el tiempo que pudieran requerir de acciones inmediatas para regular, en función de los cambios o tendencias observadas en la abundancia de las poblaciones silvestres, las tasas de extracción de individuos previamente estipulados. Estos monitoreos de poblaciones de especies silvestres implican un alto costo económico para los organismos gubernamentales responsables de la gestión de los recursos naturales, motivo por el cual, es de suma importancia el diseño de un programa de monitoreo que permita detectar cambios en la abundancia de las poblaciones de liebres optimizando el esfuerzo y la inversión de recursos humanos y económicos.

El presente trabajo de tesis tiene como objetivo desarrollar diseños alternativos de programas de monitoreo para las poblaciones de liebre europea en la zona NE de la provincia de La Pampa que permitan plantear un aprovechamiento sustentable de la especie. En forma particular evaluamos la habilidad de diferentes programas con orden creciente de años de ejecución (5, 6, 7 y 10 años) y con diferentes niveles de significancia estadística (a 0.10 y a 0.05) para detectar tendencias negativas de 30% y 40% en las poblaciones silvestres de liebre europea. Entre los diversos programas de monitoreo obtenidos, se evaluaron los que proporcionaban la mejor información a un menor esfuerzo, analizado en kilómetros totales a recorrer en el período de duración del programa.

2. Materiales y Métodos

La información de base para el desarrollo del programa de monitoreo se obtuvo a partir de muestreos realizados por la Dirección de Recursos Naturales de la provincia de La Pampa durante los años 1996 a 2000. Durante ese período, en los meses de abril y agosto de cada año (antes y después de la zafra comercial), los técnicos de la Dirección realizaron conteos nocturnos en vehículos en la zona agrícola del NE de la provincia de La Pampa mediante la utilización de reflectores. Esta metodología, denominada *spotlight counts*, ha sido ampliamente utilizada para estudios poblacionales de otras especies de lagomorfos en diversas partes del mundo (ej., Smith & Nydegger 1985, Twigg *et al.* 1998, Caley & Morley 2002).

2.1 Área de Estudio

Los conteos se realizaron en transectas en los departamentos de Realicó, Chapaleufú, Trenel, Maracó, Quemú Quemú, Conhelo, Toay, Capital, Catrilo, Rancul, Atreucó y Guatraché (Figura 1). Estos departamentos pertenecen a la región oriental de la provincia, la cuál comprende diversas subregiones que totalizan una superficie de 50.100 km². Presenta las mayores posibilidades agropecuarias de la provincia, pudiendo realizarse en ella cultivos de forrajeras y cereales con posibilidades de cosecha. Aproximadamente 28.870 km² del área total está caracterizada por cultivos (sorgo, maíz, girasol, centeno, mijo, avena, cebada) mientras que en el resto de la extensión se pueden encontrar pastizales bajos, bosques abiertos caducifolios y pastizales sammófilos. El clima de esta región oriental de la provincia es subhúmedo seco, con temperaturas medias anuales entre 14°C y 16°C. Las precipitaciones ocurren mayormente en el semestre estival (octubre a marzo) siendo el mes de menores precipitaciones el mes de agosto. Las lluvias oscilan en un promedio de 700 milímetros anuales en el extremo noreste de la provincia disminuyendo a 200 milímetros anuales en el extremo suroeste (Cano *et al.* 1980).

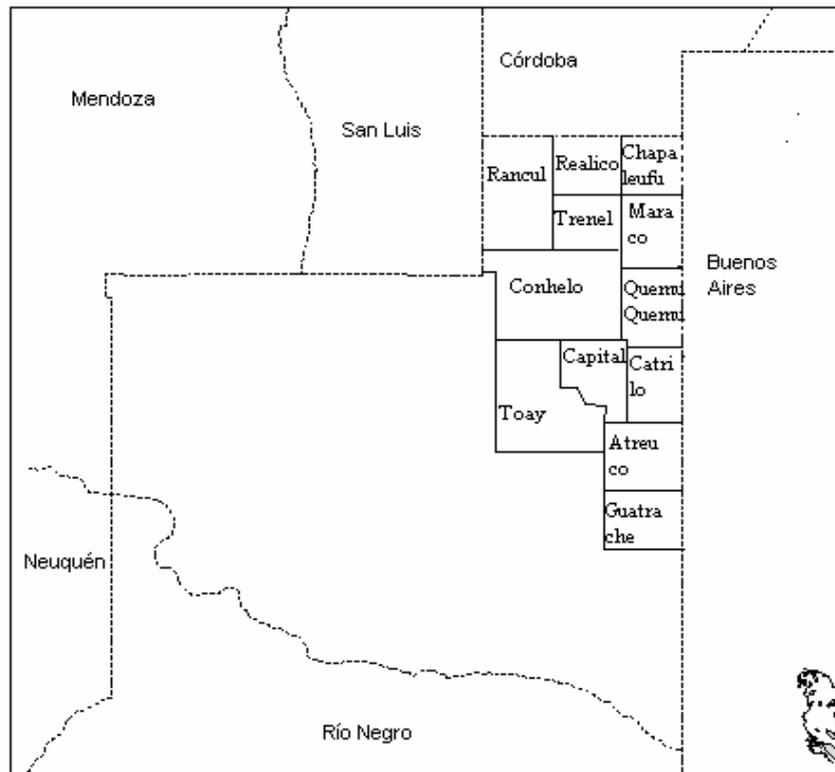


Figura 1. Mapa de la provincia de La Pampa dónde pueden observarse los departamentos en los cuáles el personal de la Dirección de Recursos Naturales realizó los conteos.

2.2 Metodología para la estimación de abundancia de liebres

Las transectas poseían una longitud de 55-70 kilómetros y fueron divididas en sub-transectas o tramos de 5 kilómetros. Los conteos eran realizados por 3 personas: un chofer y dos vigías ubicados en la parte posterior del vehículo con un reflector cada uno, que a su vez se encargaban del registro de las liebres observadas en la transecta, quedando el conductor del vehículo como responsable de contabilizar todas las liebres del centro de la transecta. El ancho efectivo de las mismas fue fijado en aproximadamente 100 metros a cada lado de la línea de marcha, determinado por el alcance del reflector utilizado. De acuerdo al trazado de los recorridos, las transectas analizadas se denominaron según su origen y destino final como: a) Ingeniero Luiggi-Arata; b) Meridiano V-Vértiz; c) Colonia Barón-Cereales; d) El Destino-Bajo Verde y e) Guatraché-Doblas.

La información recabada durante la realización de estos conteos se organizó de tal forma de obtener el detalle del número de liebres por cada sub-transecta de 5 km. Este

tratamiento de los datos permitió corregir modificaciones que se dieron en la longitud de las transectas entre los sucesivos años. Además debió eliminarse del análisis la información colectada en los muestreos del año 1996 por corresponder a transectas cuyos recorridos se modificaron en los años posteriores. Estas transectas se encontraban además ubicadas en áreas que no son relevantes desde el punto de vista del aprovechamiento cinegético de la liebre europea, como es por ejemplo la zona de Chacharramendi. Se observó también que durante los años 1999 y 2000 en el período previo a la zafra, no se realizaron las transectas entre Ingeniero Luiggi-Arata y MeridianoV-Vertiz debido a los inconvenientes en el tránsito de caminos vecinales de la zona por efecto de las inundaciones.

Una vez sistematizada la información, se procedió con la confección de un índice de abundancia relativa y su correspondiente medida de variabilidad asociada, ambas necesarias para las posteriores simulaciones que realiza el software utilizado para el diseño del programa de monitoreo. El índice elegido fue el número de liebres observadas por cada kilómetro recorrido. De esta forma, el Índice Kilométrico de Abundancia (IKA), queda expresado de la forma:

$$\text{IKA} = \frac{\text{Número total de liebres observadas}}{\text{Total de Kilómetros recorridos}}$$

Con el fin de evitar errores asociados a la extracción de ejemplares de la población con motivo de la zafra comercial, los cuáles generarían un incremento en la variabilidad de los datos y llevarían a diseñar un programa con un mayor esfuerzo de muestreo, sólo se tuvieron en cuenta los datos correspondientes al mes de abril, previo a la temporada de caza.

2.3 Selección de la unidad de muestreo

Como se mencionó anteriormente, la metodología utilizada para estimar la abundancia relativa de liebres fue el de conteos por caminos y rutas en transectas en faja de 200 metros de ancho. Con el fin de seleccionar la longitud óptima de transecta que arrojara

valores medios con un mínimo de variabilidad, se calculó el Coeficiente de Variación (CV = media/D.S. x 100) para longitudes de transecta crecientes desde la unidad mínima identificable (5 km de longitud). La longitud de transecta con menor coeficiente de variabilidad obtenida fue la de 70 kilómetros que arrojó valores medios de 0,59 liebres/km y un desvío estándar de 0,20 (Tabla 1 y Figura 2).

Tabla 1. Media aritmética y desvío estándar correspondiente a las longitudes crecientes (en kilómetros) de las transectas realizadas por personal de la Dirección de Recursos Naturales.

Tramos	Kilómetros	Media aritmética	Desvío estándar
1	5	0,54	0,61
2	10	0,51	0,43
3	15	0,53	0,46
4	20	0,55	0,38
5	25	0,58	0,35
6	30	0,56	0,37
7	35	0,56	0,34
8	40	0,54	0,31
9	45	0,51	0,28
10	50	0,5	0,27
11	55	0,49	0,26
12	60	0,5	0,26
13	65	0,51	0,26
14	70	0,59	0,2

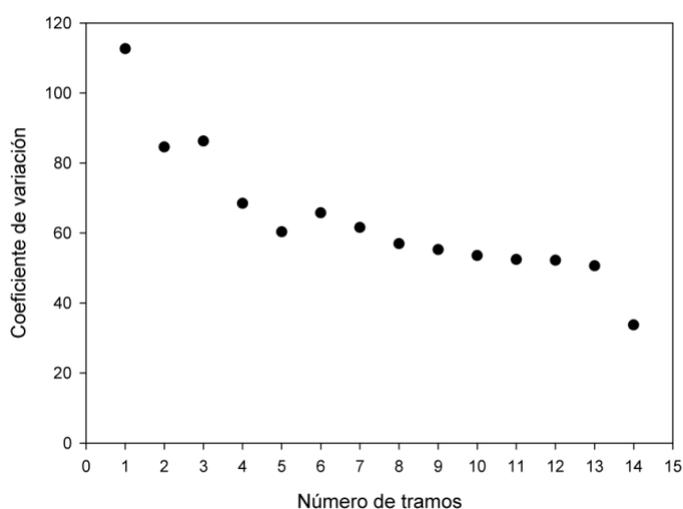


Figura 2. Disminución del Coeficiente de variación en base al aumento del número de tramos (kilómetros) recorridos.

2.4 Desarrollo del programa de monitoreo

El desarrollo del programa de monitoreo se realizó utilizando el programa **MONITOR** vs 6.2 (Gibbs 1995). El programa utiliza simulaciones de Monte Carlo para modelar recuentos en el tiempo, posteriormente genera tasas de detección observadas mediante un análisis de Route regression (Travaini *et al.* 2003a). Se trata de un modelo lineal multiplicativo, en el que los cambios poblacionales son modelados como un proceso multiplicativo en el cuál el recuento esperado en el año "t+1" es un múltiplo del recuento esperado del año "t" (Gibbs 1995, Travaini *et al.* 2003a).

Este software estima la potencia estadística de un programa en función de diferentes entradas provistas por el usuario, tales como :

- a) número de transectas a monitorear
- b) conteos a realizar en las transectas seleccionadas
- c) media aritmética
- d) desvío estándar
- e) número de años que se realizará el monitoreo
- f) nivel de significancia
- g) número de replicaciones

Para el desarrollo del programa de monitoreo se plantearon diferentes situaciones (diferentes cantidades de años, diferentes niveles de significancia, etc.) en las que se deseó detectar una tendencia negativa en la abundancia de liebres. Esto no se debe a una actitud conservacionista hacia la especie, ya que la misma posee un alto potencial biótico (Bonino 1986) sino debido a la metodología en la que el software realiza las sucesivas iteraciones. Sí el programa de monitoreo es capaz de detectar una tendencia negativa de cierta magnitud y con la potencia elegida, detectará con aún mayor potencia tendencias positivas del mismo orden (Gibbs 1995).

A los fines de planificar el programa de monitoreo se fijaron los siguientes parámetros:

- 1) Potencia para detectar las tendencias (siguiendo el criterio usado por Beier & Cunningham 1996, Travaini *et al.* 2003a, Pacheco *et al.* 2004, Gibbs 1999): 0,8 (80% de las tendencias son detectadas)
- 2) El número de transectas a monitorear para cada programa simulado osciló entre 1 y 12
- 3) Las simulaciones se realizaron teniendo en cuenta diferentes cantidades de años (5, 6, 7 y 10 años)
- 4) Tasas de disminución del 30% que representan una disminución anual de -6,89% (5 años de monitoreo); -5,77% (6 años de monitoreo); -4,97% (7 años de monitoreo) y -3,5% (10 años de monitoreo)
- 5) Tasas de disminución del 40% que representan una disminución anual de -9,71% (5 años de monitoreo); -8,16% (6 años de monitoreo); -7,04% (7 años de monitoreo) y -4,98% (10 años de monitoreo)
- 6) Se realizó la simulación del programa con un nivel de significancia de $\alpha = 0,05$ y $\alpha = 0,10$
- 7) En cada simulación se realizaron 1000 replicaciones
- 8) Se siguió un modelo lineal con pruebas de 2 colas (ya que en realidad no se sabe si la población aumentará o disminuirá)

Como se hizo referencia anteriormente, el criterio adoptado al fijar estos valores depende en parte en el costo inherente al cometer diferentes tipos de errores estadísticos. Si existe un alto costo asociado en fallar al detectar una tendencia que de hecho está ocurriendo, como en el caso de monitoreos de poblaciones de especies amenazadas, entonces se deberá usar un nivel de significación un poco más conservador (ej. $\alpha = 0,01$). En nuestro caso consideramos parámetros no tan estrictos, tomando en cuenta el potencial de recuperación de la especie y en pro de un programa de monitoreo económico, de fácil implementación y que permita obtener resultados confiables a corto plazo.

3. Resultados

Un programa de 5 años que posea el poder estadístico estipulado (80%) y desee detectar una disminución del 30% a una tasa anual de -6,89% con un nivel de significancia $\alpha = 0,05$ en la población de liebre europea requeriría de la realización de 11 transectas de 70 kilómetros cada una recorrida en 3 ocasiones en el período anterior a la zafra (Potencia (Pt): 0,839) (Figura 3). En el caso de un monitoreo de 6 años para detectar una disminución del 30% a una tasa anual de -5,77% se necesitarán realizar 13 transectas, recorridas 2 veces en el período anterior a la zafra (P: 0,823). Para la situación de un monitoreo a 7 años que detecte una disminución del 30% a una tasa anual de -4,97% anual, se necesitarían 11 transectas recorridas en 2 ocasiones en el año (P: 0,820) (Figura 5). En cuanto a la alternativa de programas de monitoreo de 10 años para detectar una disminución del 30% a una tasa anual de -3,5%, se deberían identificar 8 transectas y recorrerlas en 2 ocasiones en el período anterior a la zafra (Pt: 0,80) (Figura 6).

Elevando el nivel de significancia de $\alpha = 0,05$ a un valor de $\alpha = 0,10$ se obtienen también diseños de programas de monitoreo que insumen menor esfuerzo de muestreo para lograr potencias similares ante tasas anuales o netas de igual magnitud. Por ejemplo, para una disminución neta de 30% durante la duración del programa de monitoreo, una alternativa de 5 años de duración requeriría la realización de 12 transectas que deberán recorrerse en 2 ocasiones en el período anterior a la zafra (Pt: 0,822) (Figura 3). Para un programa de monitoreo de 6 años se necesitarán establecer 10 transectas que deberán ser recorridas en dos ocasiones (Pt: 0,834) (Figura 4), mientras que para un programa de 7 años de duración se necesitarían recorrer 9 transectas con dos repeticiones (Pt: 0,805) (Figura 5). Para un monitoreo de 10 años se deberían identificar 11 transectas y recorrerlas en una ocasión en el período anterior a la zafra (0,801) (Figura 6).

Cuando la disminución neta en la abundancia de liebres se incrementa a 40% para las distintas alternativas de programas de monitoreo, los esfuerzos de muestreo requeridos para alcanzar una potencia similar disminuyen. Para un programa de monitoreo de 5 años que detecte una disminución del 40% a una tasa anual de -9,71% con un nivel de significancia $\alpha = 0,05$ en la población de liebre europea se necesitarán de 9 transectas recorridas en 2 ocasiones en el período anterior a la zafra (Pt: 0,804) (Figura 7). Para un monitoreo de 6 años (tasa anual de -8,16%) se deberían realizar 14 transectas recorridas en

una sola ocasión (P: 0,80) o 9 transectas recorridas en 2 ocasiones (P: 0,852) (Figura 8). Si se deseara realizar un monitoreo de 7 años a una tasa anual de -7,04% se deberán establecer 12 transectas y recorrerlas en una sola ocasión (P: 0,801) (Figura 9), mientras que para un programa de monitoreo de 10 años (-4,98% anual) debería llevarse a cabo en 9 transectas recorridas en una ocasión (P: 0,822) (Figura 10).

Un programa de monitoreo de 5 años con un nivel de significancia $\alpha = 0,10$ que detecte una disminución del 40% requerirá de 7 transectas recorridas en 2 ocasiones (Pt: 0,805) (Figura 7). Sin embargo el esfuerzo para un programa de monitoreo de 6 años deberá ser de 11 transectas que deberán muestrearse sólo en una ocasión antes de la zafra (Pt. 0,818) (Figura 8). Si se deseara realizar el monitoreo en 7 años se deberían designar 10 transectas y recorrerlas en una sola ocasión (Pt:0,852) (Figura 9), mientras que el programa de monitoreo de 10 años debería llevarse a cabo en 8 transectas recorridas también en una ocasión (Pt: 0,879) (Figura 10).

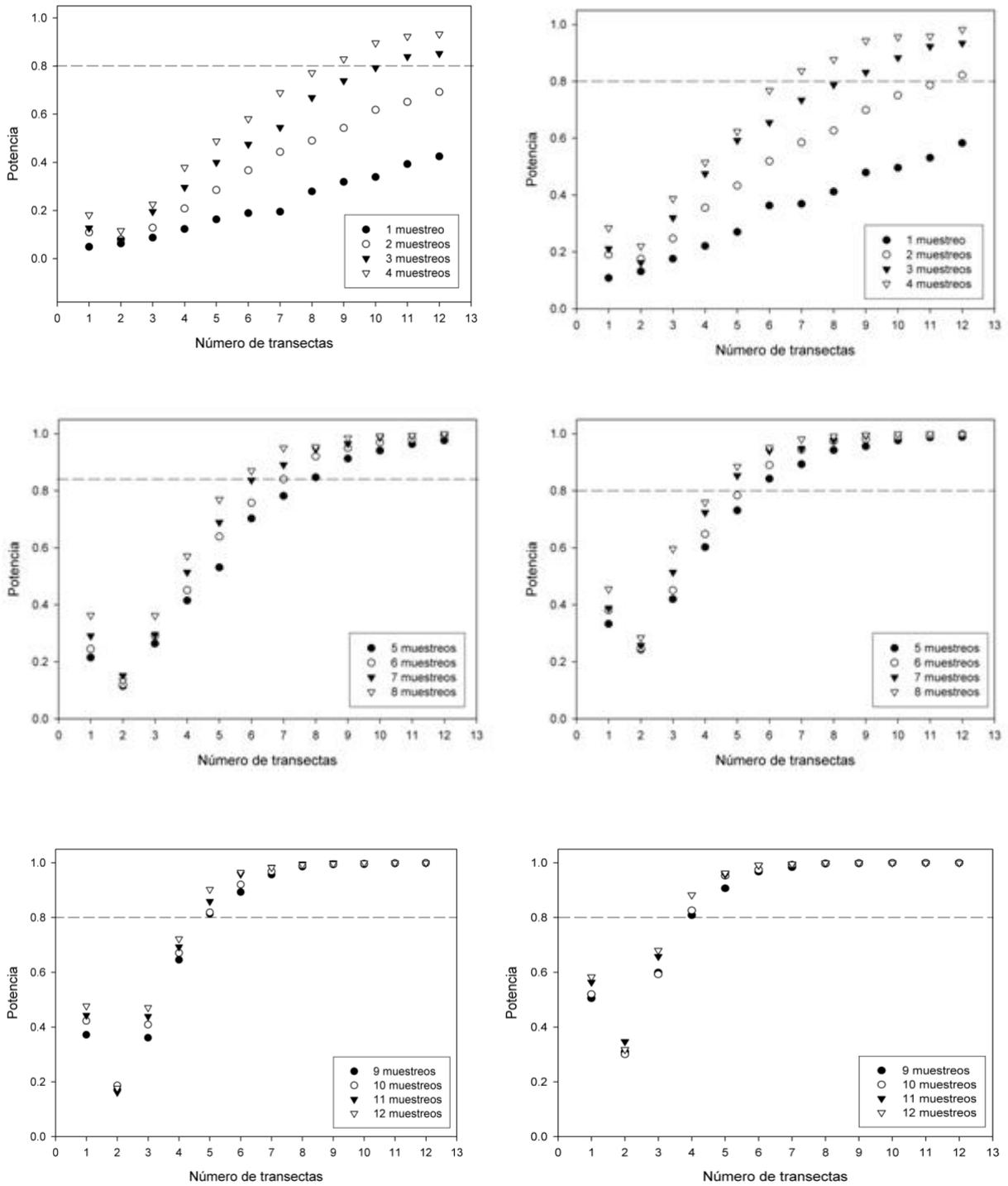


Figura 3. Potencia de programas de monitoreo de liebre europea basados en el recorrido de transectas para detectar una disminución del 30% en la población en 5 años (-6,89% anual) en función del esfuerzo de muestreo (número de transectas a recorrer y repeticiones por año en las transectas). Los gráficos que se hallan a la izquierda identifican simulaciones realizadas con un nivel de significancia $\alpha = 0,05$ mientras que los ubicados a la derecha hacen referencia a simulaciones con un nivel de significancia de $\alpha = 0,10$. La línea punteada identifica la potencia de 0,8 (80%) que se utilizó como valor crítico.

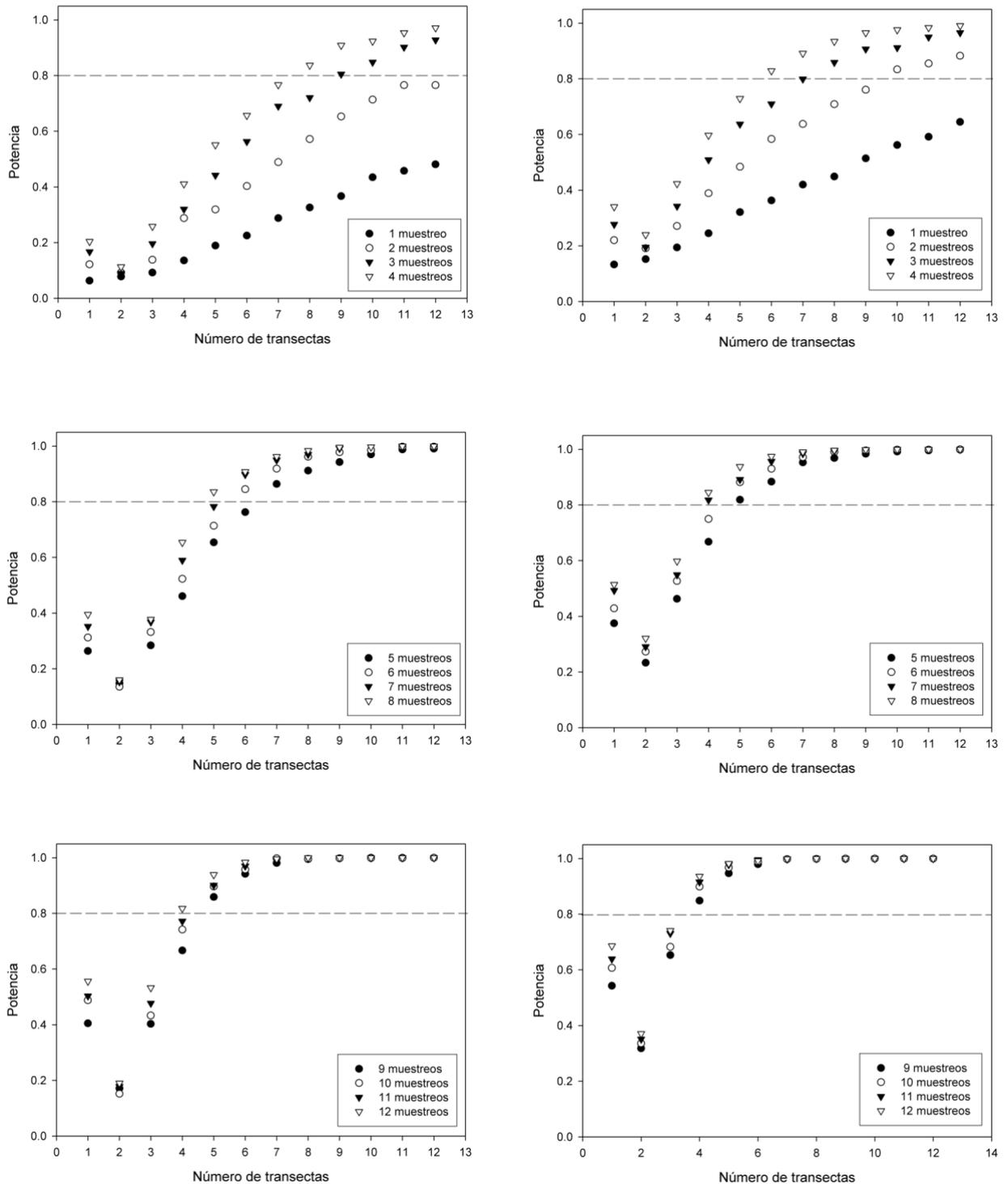


Figura 4. Potencia de programas de monitoreo de liebre europea basados en el recorrido de transectas para detectar una disminución del 30% en la población en 6 años (-5,77% anual) en función del esfuerzo de muestreo (número de transectas a recorrer y repeticiones por año en las transectas). Los gráficos que se hallan a la izquierda identifican simulaciones realizadas con un nivel de significancia $\alpha = 0,05$ mientras que los ubicados a la derecha hacen referencia a simulaciones con un nivel de significancia de $\alpha = 0,10$. La línea punteada identifica la potencia de 0,8 (80%) que se utilizó como valor crítico.

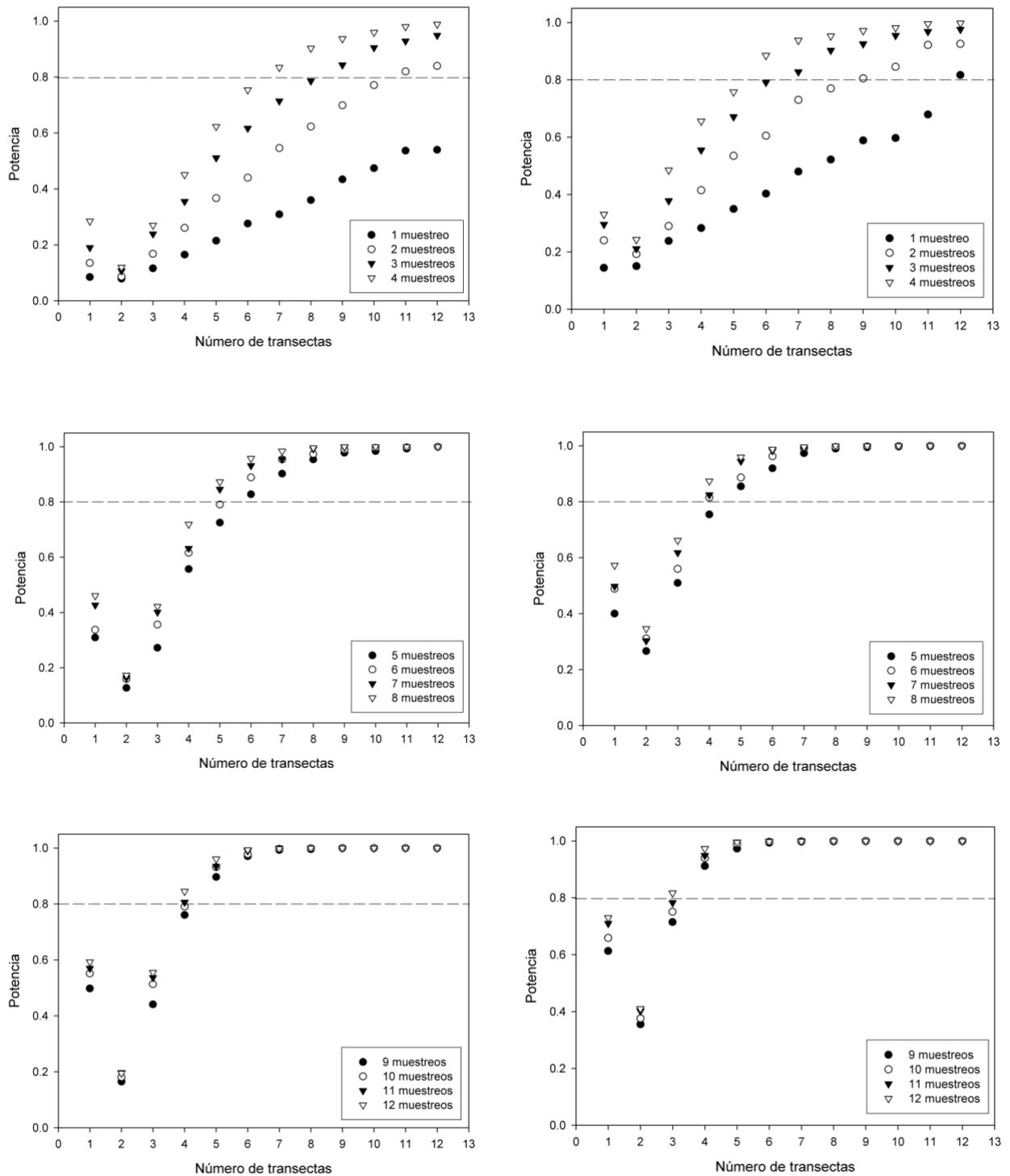


Figura 5. Potencia de programas de monitoreo de liebre europea basados en el recorrido de transectas para detectar una disminución del 30% en la población en 7 años (-4,97% anual) en función del esfuerzo de muestreo (número de transectas a recorrer y repeticiones por año en las transectas). Los gráficos que se hallan a la izquierda identifican simulaciones realizadas con un nivel de significancia $\alpha = 0,05$ mientras que los ubicados a la derecha hacen referencia a simulaciones con un nivel de significancia de $\alpha = 0,10$. La línea punteada identifica la potencia de 0,8 (80%) que se utilizó como valor crítico

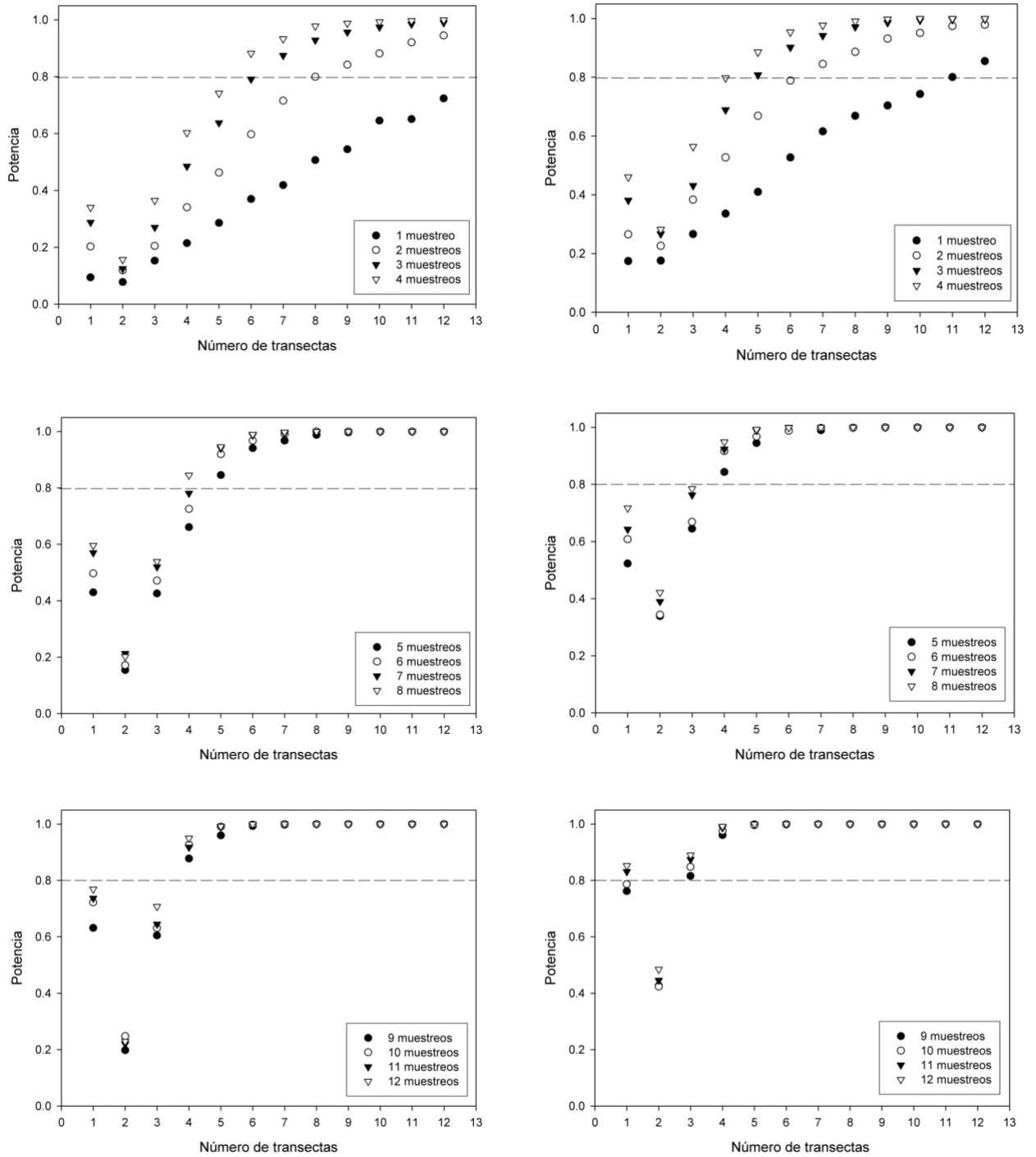


Figura 6. Potencia de programas de monitoreo de liebre europea basados en el recorrido de transectas para detectar una disminución del 30% en la población en 10 años (-3,5% anual) en función del esfuerzo de muestreo (número de transectas a recorrer y repeticiones por año en las transectas). Los gráficos que se hallan a la izquierda identifican simulaciones realizadas con un nivel de significancia $\alpha = 0,05$ mientras que los ubicados a la derecha hacen referencia a simulaciones con un nivel de significancia de $\alpha = 0,10$. La línea punteada identifica la potencia de 0,8 (80%) que se utilizó como valor crítico.

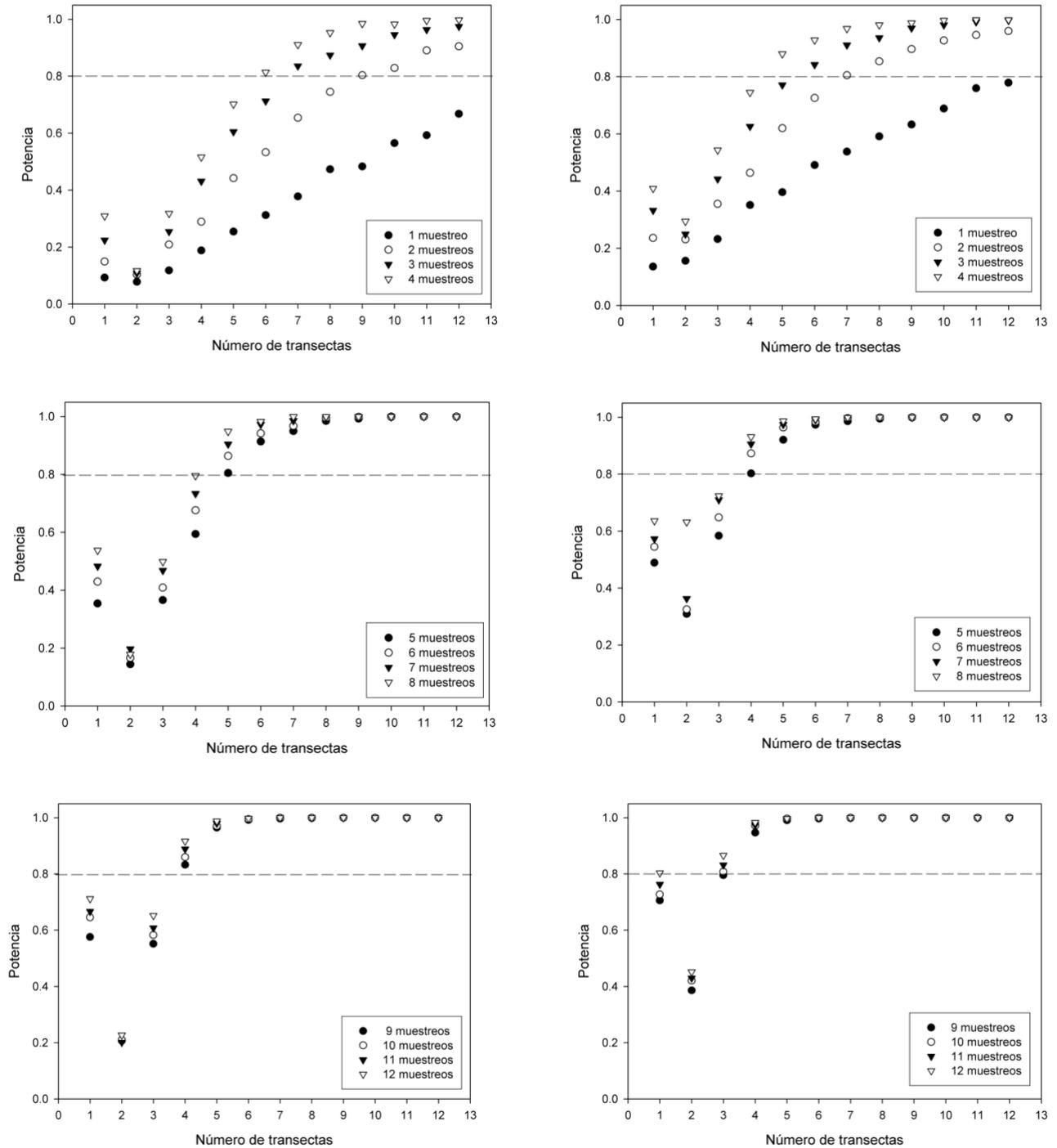


Figura 7. Potencia de programas de monitoreo de liebre europea basados en el recorrido de transectas para detectar una disminución del 40% en la población en 5 años (-9,71% anual) en función del esfuerzo de muestreo (número de transectas a recorrer y repeticiones por año en las transectas). Los gráficos que se hallan a la izquierda identifican simulaciones realizadas con un nivel de significancia $\alpha = 0,05$ mientras que los ubicados a la derecha hacen referencia a simulaciones con un nivel de significancia de $\alpha = 0,10$. La línea punteada identifica la potencia de 0,8 (80%) que se utilizó como valor crítico

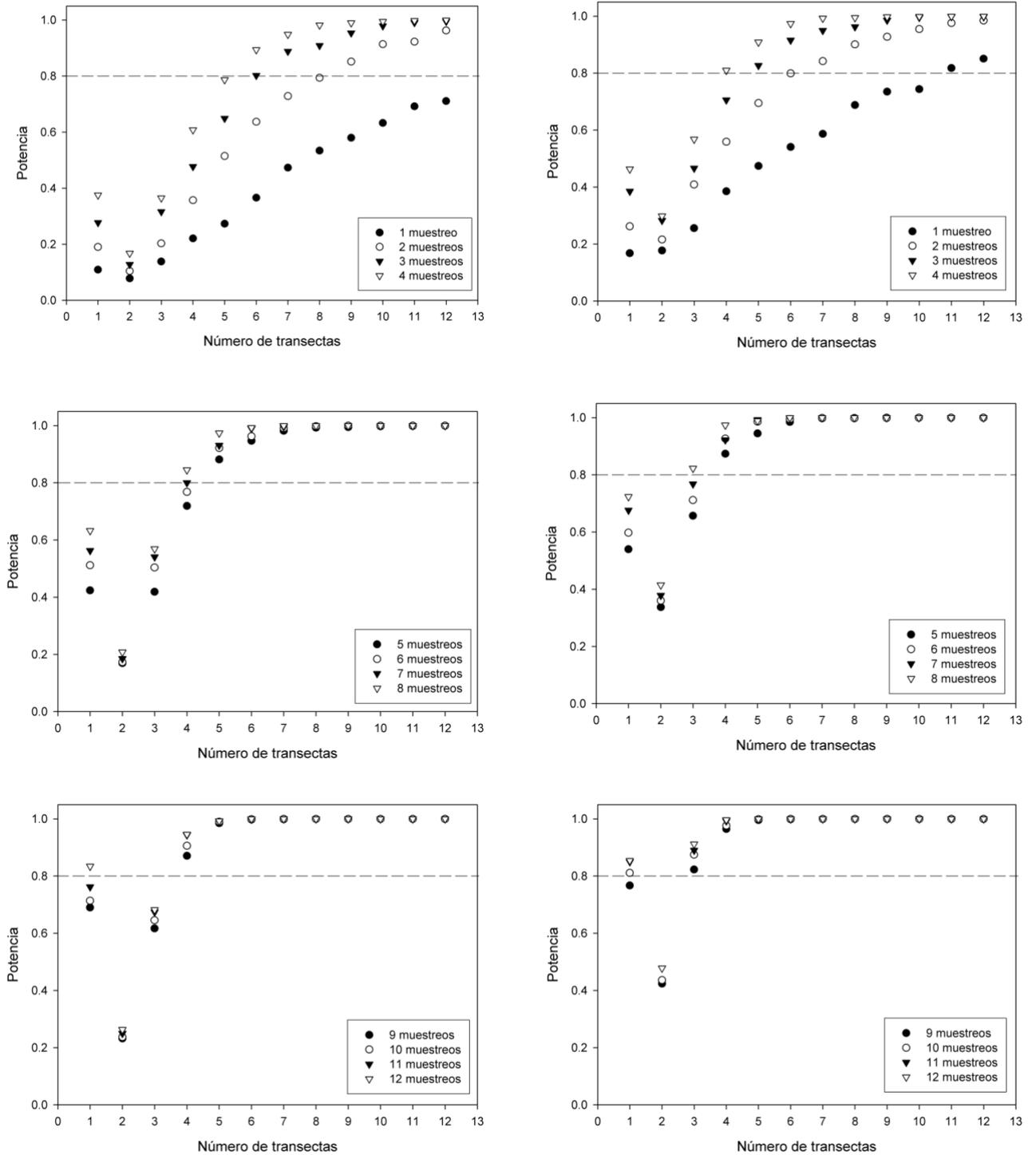


Figura 8. Potencia de programas de monitoreo de liebre europea basados en el recorrido de transectas para detectar una disminución del 40% en la población en 6 años (-8,16 % anual) en función del esfuerzo de muestreo (número de transectas a recorrer y repeticiones por año en las transectas). Los gráficos que se hallan a la izquierda identifican simulaciones realizadas con un nivel de significancia $\alpha = 0,05$ mientras que los ubicados a la derecha hacen referencia a simulaciones con un nivel de significancia de $\alpha = 0,10$. La línea punteada identifica la potencia de 0,8 (80%) que se utilizó como valor crítico.

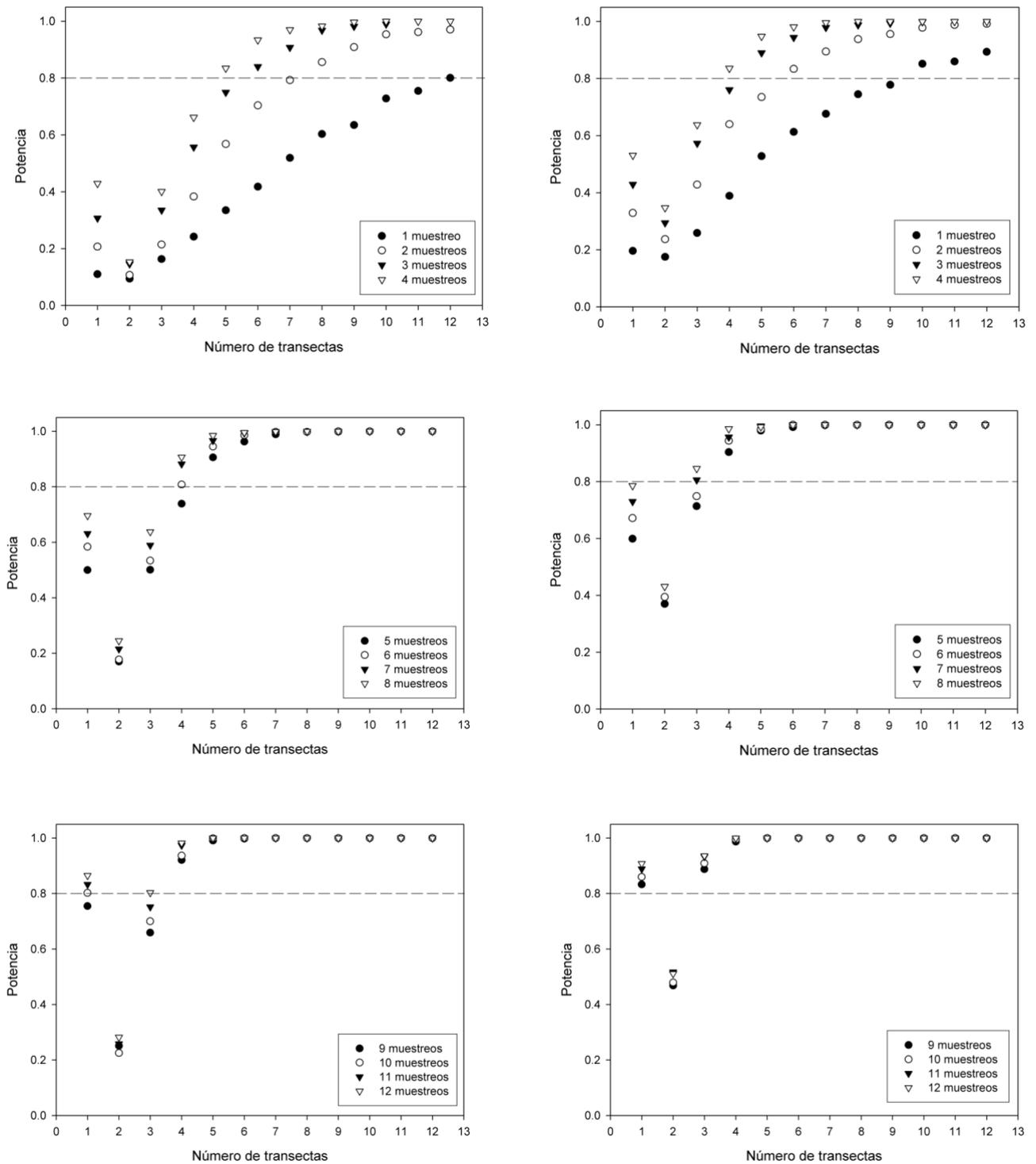


Figura 9. Potencia de programas de monitoreo de liebre europea basados en el recorrido de transectas para detectar una disminución del 40% en la población en 7 años (-7,04 % anual) en función del esfuerzo de muestreo (número de transectas a recorrer y repeticiones por año en las transectas). Los gráficos que se hallan a la izquierda identifican simulaciones realizadas con un nivel de significancia $\alpha = 0,05$ mientras que los ubicados a la derecha hacen referencia a simulaciones con un nivel de significancia de $\alpha = 0,10$. La línea punteada identifica la potencia de 0,8 (80%) que se utilizó como valor crítico.

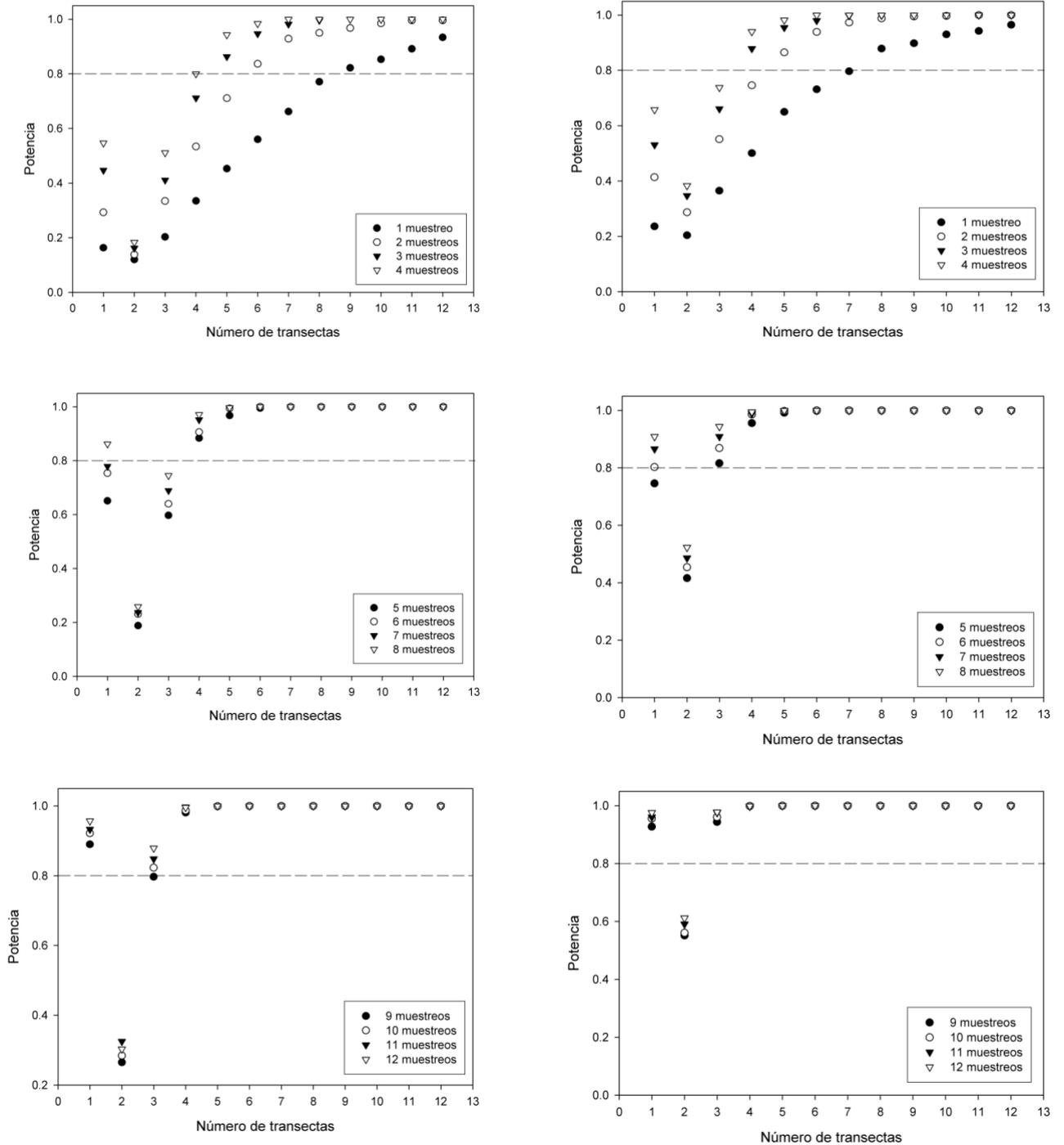


Figura 10. Potencia de programas de monitoreo de liebre europea basados en el recorrido de transectas para detectar una disminución del 40% en la población en 10 años (-4,98 % anual) en función del esfuerzo de muestreo (número de transectas a recorrer y repeticiones por año en las transectas). Los gráficos que se hallan a la izquierda identifican simulaciones realizadas con un nivel de significancia $\alpha = 0,05$ mientras que los ubicados a la derecha hacen referencia a simulaciones con un nivel de significancia de $\alpha = 0,10$. La línea punteada identifica la potencia de 0,8 (80%) que se utilizó como valor crítico.

4. Discusión y Conclusiones

La liebre europea es una especie que posee un alto poder reproductivo, además de una gran capacidad de adaptación (Bonino 1986). En Río Negro, por ejemplo, cada hembra llega a tener hasta 3 pariciones por estación y entre 2 o 3 crías por cada una de ellas, oscilando por año entre 4 y 6 el número de crías por año por hembra (Amaya *et al.* 1979) Para la región pampeana se ha registrado un número máximo de 9 crías como resultado anual de las pariciones (Gonzalez Ruiz 2004). Teniendo en cuenta este alto potencial de recuperación, la especie no puede considerarse especialmente frágil desde el punto de vista demográfico y por lo tanto no requiere de un programa de monitoreo riguroso como el que demandaría una especie con problemas de conservación. Por ese motivo, la detección de una disminución del 30% o 40% en la abundancia de liebres como se ha planteado en este estudio permitirá tomar medidas correctivas de manejo y gestión a tiempo.

Ya que en todo programa de monitoreo de poblaciones debería prevalecer la significación biológica sobre la significación estadística consideramos aceptable trabajar con los programas de monitoreo que poseían una significancia de $\alpha = 0,10$. Esto permitirá llevar adelante un programa de monitoreo que requerirá un menor esfuerzo de kilómetros a recorrer, tanto de tiempo, personal y dinero que se deberá comprometer. Relajar el nivel de significancia convencional a 0.05 al nivel de $\alpha = 0,10$ requerirá esfuerzo extra en algunas pocas falsas alarmas de cambio que haber esperado demasiado a resultados conclusivos, reduciéndose de esta manera las posibilidades de remediar la extinción o explosión de la población en cuestión (Gibbs 1995, Feisinger 2004).

Este incremento en la potencia del muestreo, se hace a expensas de rechazar en más ocasiones hipótesis nulas verdaderas (que implican concluir que existe una tendencia cuando esta no existe) e incurrir en falsas alarmas de cambio. El uso de un valor de alfa mayor al normalmente usado en análisis estadísticos se justifica bajo la consideración que un error de Tipo I puede ser menos grave en conservación que el no detectar una tendencia cuando esta sí existe (error Tipo II). El uso de un α menor a 0,10 incrementaría el margen de error de Tipo II (Gibbs 1999).

Analizando la información obtenida en las diferentes simulaciones se observa que existen diseños alternativos para programas de monitoreo que pueden brindar información

igualmente confiable en cuanto a la potencia estadística establecida para detectar tendencias poblacionales de liebre europea. Uno de estos diseños considera incluso la posibilidad de plantear programas de monitoreo con una duración similar al tiempo que la Dirección de Recursos Naturales de la Provincia ha mantenido los muestreos previos sobre la especie (período 1996-2000). Sin embargo, para poder elegir el programa de monitoreo adecuado se deben tener en cuenta otros aspectos además de las características del mismo (número de transectas, conteos anuales, años de monitoreo), como por ejemplo la especie de que se trate, los beneficios esperados para la gestión de las especies, el costo de llevar a cabo los muestreos y los requerimientos y disponibilidad de recursos humanos y logística para realizarlos (Travaini *et al.* 2003a). Por este motivo, tomar en consideración un análisis del esfuerzo en cuanto a la asignación de recursos y dinero que cada uno de los programas alternativos demandará es un factor fundamental en la elección final del programa de monitoreo de liebre europea en la provincia de La Pampa.

Dado que resultaría dificultoso un análisis pormenorizado de los costos de la implementación de cada programa que incluyera, por ejemplo, número de horas/hombre necesarias, gastos de viáticos, cantidad y/o tipo de combustible requerido, para este análisis se consideró como válida una relación directa entre el número de kilómetros a recorrer y el costo de establecer cada programa. En la Tabla 2 se detallan los kilómetros netos totales a recorrer para la implementación de algunos de los programas de monitoreo seleccionados en función de su potencia estadística.

	5 años		6 años		7 años		10 años	
Disminución	alfa 0,05	alfa 0,10						
30%	9.800 km	8.400 km	10.920 km	8.400 km	10.780 km	8.820 km	11.200 km	7.700 km
40%	6.300 km	4.900 km	5.880 km	4.620 km	5.880 km	4.900 km	6.300 km	5.600 km

Tabla 2. Kilómetros a recorrer para cada programa de monitoreo teniendo en consideración los plazos temporales de monitoreo, la disminución poblacional a detectar y el nivel de significancia.

Observando todos los diseños obtenidos y teniendo en cuenta el esfuerzo en kilómetros que requerirá su implementación, se han seleccionado 2 programas de monitoreo que se consideran los más adecuados por cuanto implican un menor esfuerzo de

kilómetros a recorrer en un mínimo de años para obtener datos que ayuden a detectar una disminución o un aumento en la población de liebres si esta estuviera ocurriendo.

El programa más eficiente en detectar una disminución del 30% con un nivel de significancia de $\alpha = 0,10$ implica recorrer 12 transectas de 70 kilómetros, 2 veces al año durante 5 años que equivale a recorrer una distancia neta total de 8.400 kilómetros. Para la situación en la que se desee detectar una disminución del 40% con un nivel de significancia $\alpha = 0,10$, se considera que el mejor programa de monitoreo es el que implica recorrer una vez al año (antes de la zafra comercial) 11 transectas de 70 kilómetros durante 6 años (4.620 kilómetros netos). A pesar de que un programa de 10 años es capaz de detectar una disminución del 30% con un menor esfuerzo de kilómetros a recorrer en la totalidad de la duración del programa, este período de tiempo más prolongado es menos recomendable si tenemos en cuenta las posibilidades financieras y de continuidad del programa y su implementación.

Elegido el programa más conveniente, se deberá seleccionar la ubicación de las transectas teniendo en cuenta los inconvenientes que en el pasado existieron con los recorridos que debieron ser descartados por problemas de anegación de los caminos. Una cuidadosa selección de las transectas permitirá mantener el recorrido de las mismas garantizando la obtención de datos útiles para detectar tendencias positivas o negativas en la población. Es posible recomendar que siguiendo la división catastral que posee la provincia de La Pampa se puedan ubicar las transectas de 70 kilómetros de longitud a una distancia equidistante de 5 kilómetros lo que permite la independencia entre las mismas. A su vez esta situación catastral facilitará el establecimiento de un buen número de transectas contiguas que permitirá que los conteos nocturnos se agilicen evitando tener que recorrer grandes distancias para llegar a la ubicación de la próxima transecta.

Cualquiera sea el programa de seguimiento que la Dirección de Recursos Naturales adopte de acuerdo a su conveniencia y disponibilidad de tiempo, esfuerzo, costos económicos y de personal, este deberá poseer un poder estadístico que garantice que el esfuerzo realizado sea recompensado con la obtención de información que permitirá detectar en la población de liebres incrementos o disminuciones.

5. Bibliografía

- Amaya, J.N., M.G. Alsina y A.A. Brandani.** 1979. Ecología de la liebre europea. *Lepus europaeus* P. Informe técnico N°9. Parte 2. INTA Bariloche.
- Ballesteros, F.** 2000. Técnicas aplicables para la estimación y monitorización de la abundancia de la liebre del piornal (*Lepus castroviejoi*). *Naturalia Cantabricae* 1: 45-51.
- Beier, P. & S.C. Cunningham.** 1996. Power of track surveys to detect changes in cougar populations. *Wildlife Society Bulletin* 24: 540-546.
- Benn, G. A., A. C. Kemp y K. S. Begg.** 1995. The distribution, size, and trends of the saddlebilled stork (*Ephippiorhynchus senegalensis*) population in South Africa. *South African Journal of Wildlife Research* 25(3): 98-105.
- Bonino, N.** 1986. La liebre europea I. Aspectos bio-ecológicos e importancia económica. Series Folletines Fauna Silvestre (INTA) Bariloche. Especies 2.
- Cabrera, A. L.** 1958. Carta informando sobre la introducción al país de la liebre europea al Ministerio de Agricultura y Ganadería de la Nación.
- Caley, P. A. y C. G. Morley.** 2002. Assessing growth rates of European rabbit population using spotlight transect counts. *Journal of Wildlife Management* 66:131-137.
- Cano, E., B. Fernandez y M. Montes.** 1980. Vegetación. Inventario Integrado de los Recursos Naturales de la Provincia de La Pampa. Buenos Aires, Unlpam, Gobierno de la Pampa e INTA, pág. 493.
- Carmán, R.L.** 1976. En torno a la liebre y su introducción en la Argentina. La Prensa, Agosto 15, Buenos Aires.
- Cossíos, D.** 2004. *Revista Perú Biológica* 11 (2): 209-212.
- Feisinger, P.** 2004. El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad. FAN. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. 242 páginas.
- García, A. & M. Urioste.** 1991. La liebre europea. *Agro Pampeano Revista del Ministerio de Asuntos Agrarios* N° 20.

- García, A., M. Urioste, S. Delarada, P. Steibel, M. Turnes, R. A. Cuesta y J.C. Blanco.** 1993. Temporada de caza comercial 1992. Agro Pampeano Revista del Ministerio de Asuntos Agrarios N° 26.
- Gerrodette, T.** 1987. A power analysis for detecting trends. *Ecology* 68(5): 1364-1372.
- Gibbs, J.P.** 1995. Monitor Versión 6.2. User's manual. Department of Biology, Yale University, New Heaven, Connecticut.
- 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. M. Melvin.** 1997. Power to detect trends in waterbird abundance with call-response surveys. *Journal of Wildlife Management* 61(4): 1262-1267.
- Gonzalez Ruiz, E.** 2004. Informe Industria Frigorífica exportadora de liebres. Cámara Argentina de Productores y Procesadores de Productos de la Fauna Silvestre y sus derivados.
- Grigera, D.E. & E.H. Rapaport.** 1983. Status and distribution of the European hare in South America. *Journal of Mammalogy* 64 (1): 163-166.
- Jaksic, F. M.** 1998. Vertebrate invaders and their ecological impacts in Chile. *Biodiversity and Conservation* 7: 1427-1445.
- Jaksic, F.M., J.A. Iriarte, J.E. Jiménez y D.R. Martínez** 2002. Invaders without frontiers: cross-border invasions of exotic mammals. *Biological Invasions* 4: 157-173.
- Kendall, K.C., L.H. Metzgar, D.A. Patterson y B.M. Steele.** 1992. Power of sign surveys to monitor population trends. *Ecological Applications* 2(4):422-430.
- Mulleady, P.J.** 1984. Mamíferos Fauna Argentina. La Liebre. CEAL (Centro Editor de América Latina).
- Pacheco, L.F., G. Gallardo & A. Nuñez.** 2004. Diseño de un programa de monitoreo para puma y zorro en el Altiplano. *Ecología en Biología* 39(2): 21-32.

- Parisi, R.G., I.J. Ré, M.D. Albouy y A.M. Vilches.** 1994. Estudios Poblacionales de la Liebre Europea (*Lepus europaeus*, Pallas 1778). Fauna y Flora Silvestres. Año 1, N° 2.
- Peterman, R.M., & M.J. Bradford.** 1987. Statistical power of trends in fish abundance. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 44: 1879-1889.
- Smith, G.W. & N.C. Nyedegger.** 1985. A spotlight, line-transect method for surveying jack rabbits. Journal of Wildlife Management 49:699-702.
- Sosa, R.A. & M.E.M. Pessino.** 2002. Usos Folclóricos de la Fauna Silvestre en la Región del Monte Semiárido Pampeano. Provincia de La Pampa. Argentina. Revista Nowet N°1: 10-14.
- Taylor, B. L. & T. Gerrodette.** 1993. The uses of statistical power in conservation biology: the Vaquita and the Northern Spotted Owl. Conservation Biology 7: 489-500.
- Thompson, W.L., G.C. White y C. Gowan.** 1998. Monitoring vertebrate populations. Academic Press. London, UK.
- Travaini, A., J. Pereira, R. Martínez-Peck y S. Zapata.** 2003a. Monitoreo de zorros colorados (*Pseudalopex culpaeus*) y grises (*Pseudalopex griseus*) en patagonia: diseño y comparación de dos métodos alternativos. Mastozoología Neotropical 10(2): 277-291.
- Travaini, A., C. Zapata, C. Zoratti, G. Soria, F. Escobar, G. Aguilera y P. Collavino.** 2003b. Diseño de un programa de seguimiento de poblaciones de cánidos silvestres en ambientes esteparios de la patagonia, Argentina. Acta Zoológica Mexicana 90: 1-14.
- Twigg, L.A., T.J. Lowe, G.S. Gray, G.R. Martin, A.G. Wheeler & W. Barker.** 1998. Spotlight counts, site fidelity and migration of European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*). Wildlife Research 25: 113-122.