

# EXPANSIÓN POBLACIONAL DE UNA ESPECIE INTRODUCIDA EN LA ARGENTINA: LA ARDILLA DE VIENTRE ROJO *Callosciurus erythraeus*

---

**M. Laura Guichón<sup>1</sup>, Marcelo Bello y Laura Fasola**

Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján, Rutas 5 y 7, (6700) Luján, Buenos Aires, Argentina. <sup>1</sup>Dirección actual: Ecology and Evolutionary Biology Group, School of Biological Sciences, University of Southampton, Bassett Crescent East, Southampton SO16 7PX, U. K. <mlguichon@unlu.edu.ar>

**ABSTRACT: Population expansion of an exotic mammal in Argentina: the Red-Bellied Squirrel *Callosciurus erythraeus*.** Biological invasions are one of the major threats to biodiversity and ecosystem functioning, and they provoke economic losses to productive systems. A wild population of the Red-Bellied Squirrel *Callosciurus erythraeus*, native to South-east Asia, has established in the province a Buenos Aires (Argentina) since 1973. The objective of this study is to assess the spatial distribution of the Red-Bellied Squirrel and describe the opinion of local inhabitants regarding the presence of this exotic species. We conducted 312 interviews in the district of Luján (original release site of this species) and other neighbouring districts, between August 2003 and March 2004. The area of the range distribution of squirrels was calculated using the minimum convex polygon method in a geographical information system. The present distribution of the Red-Bellied Squirrels (the only squirrel species present in this region) covers an area of approximately 680 km<sup>2</sup>. The increment of the radial distribution of squirrels was larger during the last five years (1999-2004: 1.6 km/year) than in a previous period (1973-1999: 0.3 km/year). While some inhabitants and local producers reported that the squirrels caused economic damages (e.g. in fruit plantations, afforestations, electric and irrigation systems), other inhabitants enjoy the presence of this species given its ornamental value, as a pet and even as a tourist attraction. The latter may encourage the transport of squirrels creating new invasive points, as has already occurred in the province of Córdoba (Argentina), and generating one of the major difficulties to prevent further expansion of this species.

**Key words:** Biological invasions. Exotic squirrels. Impacts. Spatial distribution.

## INTRODUCCIÓN

Numerosas especies de mamíferos han sido introducidas por el hombre fuera de su rango de distribución original. Estas introducciones generalmente se producen de forma intencional e inicialmente en zonas restringidas. Si esta etapa es exitosa, es decir, si cierto número de individuos sobrevive al transporte y a su posterior liberación o escape al medio silvestre, la especie puede convertirse en invasora cuando

logra establecer una población que aumenta en abundancia y se expande geográficamente colonizando nuevas áreas (Williamson, 1996; Kolar y Lodge, 2001). Diversos factores vinculados con las características de la especie introducida, del ambiente receptor y del evento de introducción afectan la probabilidad de que todos estos pasos tengan lugar y, por lo tanto, que ocurra un proceso de invasión (Shea y Chesson, 2002; Duncan et al., 2003). Un alto porcentaje de los eventos de introducción

no prospera, en parte debido al bajo número de animales liberados que, a su vez, suelen enfrentar condiciones desfavorables en el nuevo ambiente (Williamson, 1996; Mack et al., 2000). Sin embargo, algunas especies introducidas sí son exitosas en este proceso y en muchos casos tienen efectos adversos sobre su ambiente receptor (e.g. Jaksic, 1998; Manchester y Bullock, 2000; Atkinson, 2001; Frenot et al., 2005).

Actualmente las invasiones biológicas constituyen una de las principales amenazas para las especies nativas y el funcionamiento de los ecosistemas naturales y, también, para los sistemas productivos (Mack et al., 2000; Mooney y Hobbs, 2000). En Argentina se han registrado poblaciones silvestres de 22 especies de mamíferos que fueron introducidas por su interés para la caza y la peletería, por su valor ornamental o para su cría con fines alimentarios, industriales o recreativos (Chébez, 1994; Parera, 2002; Villamil y Zalba, 2004). Entre los efectos negativos de estas especies exóticas se pueden citar el impacto que tienen en la Patagonia argentina el ganado doméstico, el cual desplaza a especies nativas, el castor *Castor canadensis*, que altera la dinámica del ecosistema, y la liebre europea *Lepus europaeus*, que perjudica la actividad ganadera (Bonino, 1995; Baldi et al., 2001; Jaksic et al., 2002; Vázquez, 2002).

Entre las especies que fueron introducidas en la Argentina por su atractivo ornamental se encuentra la ardilla de vientre rojo *Callosciurus erythraeus* (Aprile y Chicco, 1999). En 1973 se liberaron menos de cinco individuos de esta especie originaria del sudeste de Asia en la localidad de Jáuregui, partido de Luján, provincia de Buenos Aires, a partir de los cuales se ha establecido una población silvestre en la zona. Aún no se han realizado estudios sistemáticos sobre la ecología de esta ardilla en la Argentina ni se han evaluado los daños que podría estar causando. En cambio, esto ha sido estudiado en Japón, donde esta especie fue introducida hace 70 años, registrándose un alto crecimiento poblacional, alta capacidad de adaptación a ambientes nuevos, daños sobre árboles y cables y predación sobre huevos de

aves nativas (Azuma, 1998; Miyamoto et al., 2004). Dado que la información disponible sobre la ardilla de vientre rojo en la Argentina es casi nula, resulta prioritario describir su expansión poblacional y los problemas asociados para posteriormente evaluar la necesidad de implementar acciones para controlar esta expansión.

Este trabajo se realizó con dos objetivos: (1) describir la distribución espacial de la ardilla de vientre rojo a partir de su sitio de liberación en la provincia de Buenos Aires y (2) describir la actitud de los habitantes frente a la presencia de esta especie exótica. Para esto se realizaron entrevistas a habitantes locales que respondieron sobre la presencia de la ardilla en el área y sobre los beneficios y perjuicios que esta especie causa.

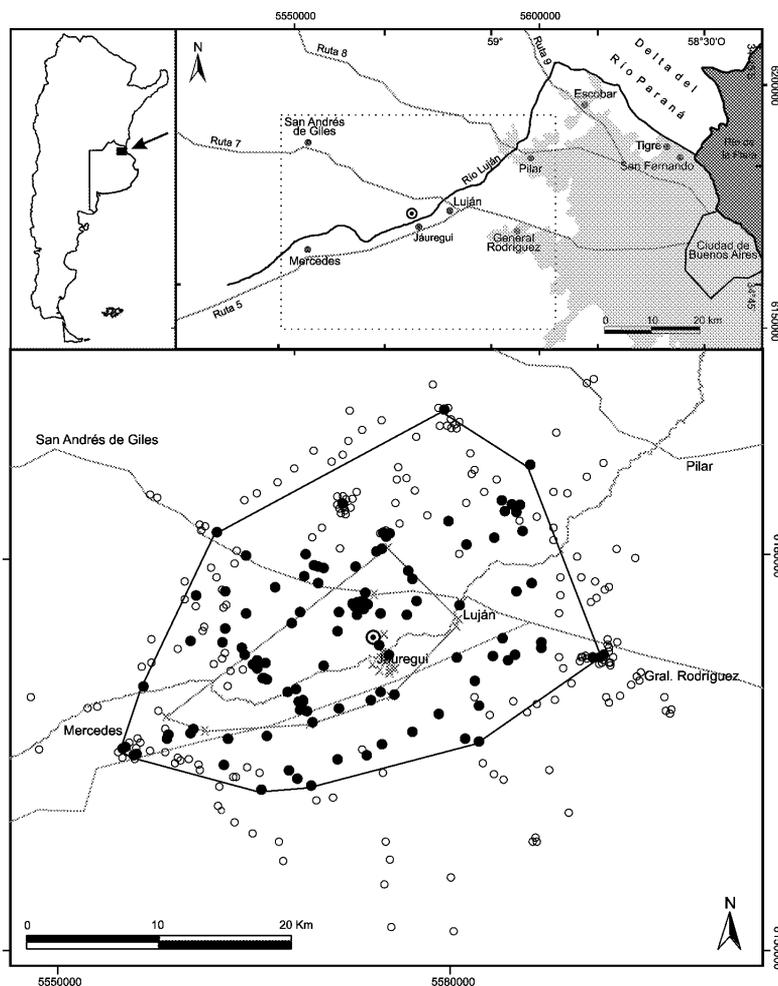
## MÉTODOS

El estudio fue realizado en el partido de Luján (34° 35' S, 59° 04' O) y otros partidos aledaños, ubicados en el noreste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. En la actualidad, esta región presenta principalmente paisajes agrícolas, rurales, seminaturales, suburbanos y urbano-industriales (SAGyP y CFA, 1995). La vegetación natural, formada principalmente por gramíneas cespitosas, ha sido reemplazada en gran parte por especies exóticas que se siembran como cultivos, pasturas, forestaciones o que crecen de manera espontánea (Cabrera y Zardini, 1993; Bárbaro, 1994). El clima es templado-cálido y húmedo, la temperatura media es 9.1 °C en invierno y 23.8 °C en verano y la precipitación media anual es 944 mm (Goldberg et al., 1995).

Entre agosto 2003 y marzo 2004 se realizaron entrevistas personalizadas, no estructuradas y de tipo focal (Dietrich, 1995; Sierra Bravo, 1997). Este método suele ser más costoso en tiempo y esfuerzo que los cuestionarios que se envían por escrito pero permite recabar información más completa, tener mayor cooperación del entrevistado y evaluar el grado de confianza en las respuestas (Sierra Bravo, 1997). La probabilidad de que los entrevistados confundan a la ardilla de vientre rojo con otro animal es muy baja, dado que tiene actividad diurna (Tamura y Miyashita, 1984), movimientos característicos y diferentes de otras especies de mamíferos de la zona, y no existen otras ardillas en el área. Los entrevistados indicaban: (1) si habían observa-

do ardillas en su lugar de residencia o trabajo, especificando el sitio de observación, y (2) su opinión con respecto a la presencia de esta especie en la zona. En algunos sitios se corroboró la presencia de ardillas mediante avistajes realizados por los autores de este trabajo. Los sitios de muestreo tienen su origen en la localidad de Jáuregui, sitio de liberación de las ardillas en 1973 (Fig. 1), y desde allí se fue avanzando en forma radial hasta llegar a zonas donde la ardilla aún no ha sido observada.

Dado que las ardillas se alimentan y nidifican en los árboles (Setoguchi, 1990, 1991), para realizar las entrevistas se visitaron las casas de los establecimientos rurales y de los asentamientos urbanos, periurbanos y residenciales que presentaban arboledas de cualquier tamaño y composición. Estos sitios de muestreo eran seleccionados usando cartamagen editadas por el Instituto Geográfico Militar a escala 1:50 000 y una imagen formato digital obtenida por el satélite Landsat TM en Falso Color



**Fig. 1.** Arriba izquierda: La flecha indica la ubicación del área de estudio en la provincia de Buenos Aires, Argentina. Arriba derecha: Se muestra el área de muestreo (rectángulo delimitado con línea de puntos) en el noreste de la provincia de Buenos Aires, indicando el sitio de liberación de la ardilla de vientre rojo en 1973 (doble círculo), próximo a la localidad de Jáuregui, y las principales ciudades y rutas de la zona, así como el área urbana que ocupa el Aglomerado Gran Buenos Aires según INDEC (2003) (área grisada). Abajo: Rango de distribución de la ardilla de vientre rojo estimada para el año 2004 según el método del polígono mínimo convexo (polígono negro), indicando la presencia (círculos llenos) o ausencia (círculos vacíos) de la especie sobre la base de entrevistas realizadas a pobladores locales. Se muestra también el área de distribución estimada para 1999 (polígono gris) en base a datos publicados (Aprile y Chicco, 1999), indicando los puntos donde estos autores registraron la presencia de ardillas (cruces).

Compuesto Estándar (filtro azul: TM 2, filtro verde: TM 3, filtro rojo: TM 4) correspondiente a la órbita 225-084 de enero de 1994.

Se utilizó un sistema de información geográfica (ArcView 3.2, bajo licencia del grupo PRODITEL de la Universidad Nacional de Luján) y la imagen satelital mencionada anteriormente para ubicar espacialmente los 312 sitios donde se realizaron entrevistas. Luego se utilizó la extensión 'Convex Hulls around Points v. 1.2' (Jenness, 2004) para ArcView 3.2 con el fin de estimar el área ocupada por las ardillas mediante el método del polígono mínimo convexo. Este polígono se formó de manera de contener todos los sitios donde se registró la presencia de ardillas. También se usó el método del polígono mínimo convexo para estimar el área ocupada por la especie en 1999 en base a los puntos donde se coleccionaron ejemplares y se observaron ardillas según Aprile y Chicco (1999). Bajo el supuesto de que la expansión avanzó aproximadamente en círculos concéntricos a partir del sitio de liberación original, se estimó la distancia radial promedio calculando la raíz cuadrada del área sobre la raíz cuadrada de la constante  $\pi$  (Shigesada y Kawasaki, 1997). Este valor se utilizó para estimar la tasa de expansión anual.

## RESULTADOS

Se realizaron 312 entrevistas en los siguientes partidos de la provincia de Buenos Aires: Exaltación de la Cruz, General Las Heras, General Rodríguez, Luján, Mercedes, Pilar y San Andrés de Giles (**Fig. 1**). El 37% de los entrevistados observó ardillas en su lugar de residencia o trabajo, ubicados en los partidos de General Rodríguez, Luján y Mercedes. Hay registros de la presencia de ardillas a menos de 1 km de los partidos de Exaltación de la Cruz y San Andrés de Giles y a menos de 3 km del partido de Pilar. Otros 69 entrevistados sabían de la presencia de la ardilla en la zona de Jáuregui-Luján aunque nunca la vieron en su área de residencia o trabajo.

El área de distribución actual de la ardilla de vientre rojo, estimada sobre la base de los sitios donde se registró su presencia, es de 680 km<sup>2</sup>. Desde su introducción en 1973 hasta el presente, la ardilla ha tenido una tasa de expansión de 0,5 km por año en la provincia de Buenos Aires. En comparación con la única descripción previa de distribución de esta es-

pecie realizada por Aprile y Chicco en 1999 (**Fig. 1**), el área ocupada por la ardilla ha crecido 534 km<sup>2</sup> en cinco años, lo que indica un incremento radial de 1,6 km por año en este período. Esto muestra un marcado aumento con relación al incremento en el radio de distribución de 0,3 km por año estimado para el período 1973-1999.

El 22% de las personas entrevistadas que tenían ardillas en su sitio de residencia o trabajo declaró que las ardillas causaban algún tipo de daño, mientras que el resto mostró una actitud indiferente o favorable. Las respuestas favorables estuvieron asociadas con el valor ornamental de la ardilla, tanto en estado silvestre como en cautiverio en calidad de mascota e incluso como atractivo turístico. Los problemas más frecuentemente mencionados fueron las pérdidas causadas por el consumo de frutos (e.g. nueces, ciruelas, peras, cítricos, kiwis) ( $n = 16$ ) y por el daño al plástico que recubre los cables de teléfono, luz y televisión, dañando también los transformadores de energía ( $n = 11$ ). Algunos entrevistados mencionaron el daño provocado en árboles de plantaciones comerciales o con valor ornamental (e.g. en jardines, quintas o parques) ( $n = 7$ ). Otros productores encontraron que las ardillas consumen huevos en granjas avícolas ( $n = 3$ ) y cereales en silos de almacenamiento ( $n = 1$ ) y que dañan el plástico que recubre los sistemas de riego de frutales y de granjas avícolas ( $n = 2$ ). También se mencionó preocupación por eventos de predación de huevos o pichones de aves nativas ( $n = 1$ ).

## DISCUSIÓN

En este trabajo se presenta una actualización de la distribución espacial de la ardilla de vientre rojo en la Argentina, encontrando que la población núcleo ocupa un área de 680 km<sup>2</sup>. Si bien esta área incluye zonas donde aún no se ha corroborado la presencia de la especie, esta potencial sobrestimación estaría compensada por la menor probabilidad de detectar la presencia de ardillas en los bordes de su distribución debido a la baja abundancia de individuos en estos sitios. Por otro lado, es proba-

ble que el área calculada para la distribución de ardillas en 1999 esté subestimada dado que estaba basada en sitios ocasionales de avistaje y de recolección de individuos muertos (Aprile y Chicco, 1999). Sin embargo, esta diferencia no sería tan marcada como para modificar la tendencia de incremento en la tasa de expansión. Este incremento concuerda con el patrón general descrito para el establecimiento de especies exóticas, que frecuentemente exhiben una primera fase de crecimiento lento, durante la cual la población persiste a baja densidad en un área restringida, para luego pasar a una fase de crecimiento poblacional y expansión geográfica rápidos (Shigesada y Kawasaki, 1997; Crooks y Soulé, 1999).

Uno de los mayores riesgos durante el proceso de invasión de una especie exótica son los eventos de dispersión de larga distancia, que pueden acelerar la tasa de expansión y crear nuevos focos de invasión en sitios alejados (Trakhtenbrot et al., 2005). Estos eventos pueden ser particularmente relevantes en paisajes agrícolas o cuando el transporte es mediado por el hombre (Fagan et al., 2002). En la Región Pampeana, las ardillas se desplazan por los árboles y cables que bordean los caminos, ríos y vías de ferrocarril, lo que facilita su dispersión. Además, dado que la ardilla es un animal atractivo y vistoso para muchas personas, existe un alto riesgo de que se transporten y liberen ardillas en sitios nuevos y de que se comercialicen como mascotas. Esta parece ser la razón de que ya exista en la Argentina, al menos, un segundo foco de invasión de la ardilla de vientre rojo. En el año 2000, los propietarios de un hotel de la localidad La Cumbrecita, provincia de Córdoba (Argentina), liberaron en este centro turístico ocho parejas de ardillas que habían sido capturadas en la zona de Luján y que aún persisten en estado silvestre (Giorgi, com. pers.; Schonamsgruber, com. pers.; Tuis, com. pers.). También se registró la presencia de esta especie en un parque de la Ciudad de Buenos Aires (Haene, com. pers.) y de una ardilla que no se ha identificado a qué especie pertenece en la localidad de Banfield, provincia de Buenos Aires (Santamaría, com. pers.). Tanto la primera in-

roducción en la zona de Luján como este segundo transporte de individuos a la provincia de Córdoba se explican por el interés que las ardillas despiertan como especie ornamental, dada la falta de ardillas nativas en la zona.

La ardilla de vientre rojo también fue introducida en Francia y Japón, donde causa daños en árboles de forestaciones comerciales y jardines y en redes de cableado (Jouanin, 1992; Miyamoto et al., 2004). Además, esta ardilla se alimenta de huevos de aves nativas y constituye un riesgo para la transmisión de parásitos al hombre y a animales domésticos y silvestres (Azuma, 1998; Shinozaki et al., 2004). Incluso en Taiwán, donde esta ardilla es nativa, se llevaron a cabo acciones para disminuir los daños que ocasiona en la industria forestal (e.g. agregado de comida alternativa, uso de rodenticida) debido a que las ardillas quitan la corteza del árbol, lo que facilita la infección por hongos que, a su vez, retrasa el crecimiento, reduce el precio de la madera y seca parte o la totalidad del árbol (Lin y Yo, 1981; Yo et al., 1992). La información proveniente de las entrevistas indica que en la provincia de Buenos Aires esta especie causa problemas similares a los descritos en otros países y algunos nuevos vinculados con actividades propias de la zona, por ejemplo el consumo de frutos con valor comercial. Algunos de estos daños habían sido mencionados por Aprile y Chicco (1999), incluyendo la posibilidad de que las ardillas consuman huevos de aves nativas, hecho que fue registrado en el año 2003 en el partido de Luján (Pereira et al., 2003). A partir de esta descripción cualitativa de los daños que causa la ardilla en la región, se podrán recolectar nuevos datos para cuantificar estas pérdidas y proveer información de base para evaluar la necesidad y factibilidad de implementar acciones de control.

Varias especies de ardilla que han establecido poblaciones silvestres fuera de su rango de distribución original, ya sea por su liberación intencional dado su valor ornamental o porque escaparon de zoológicos, provocan diversos daños a especies nativas y sistemas productivos (**Tabla 1**). En algunos casos, esto ha llevado a implementar acciones de control de las

**Tabla 1**

Lista de especies de ardillas que fueron introducidas fuera de su área de distribución original y se considera que tienen un impacto negativo sobre las especies nativas y los sistemas productivos.

<b>Especie</b>	<b>Área de origen</b>	<b>Área de introducción</b>	<b>Impacto negativo</b>	<b>Referencia</b>
<i>Atlantoxerus getulus</i>	Noroeste de África	Islas Canarias	Flora y caracoles nativos; cultivos	Machado y Domínguez, 1980; Lever, 1985
<i>Callosciurus caniceps</i>	Sudeste de Asia	Japón	Árboles; frutos en plantaciones comerciales	Lever, 1985
<i>Callosciurus finlaysoni</i>	Sudeste de Asia	Italia	Árboles	Bertolino et al., 2000
<i>Eutamias sibiricus</i>	Norte Eurasia	Alemania, Austria, Bélgica, Francia, Holanda, Italia, Suiza	Aves nativas	Bertolino et al., 2000; Verbeylen y Van den Broeke, 2003
<i>Funambulus pennati</i> <sup>a</sup>	Sur de Asia	Australia	Cultivos de frutas y vegetales	Lever, 1985; Malhi y Kaur, 1995
<i>Sciurus carolinensis</i>	América del Norte	Islas Británicas, Italia, Sudáfrica	Ardilla y aves nativas; bosques, cultivos, plantaciones comerciales	Lever 1985; Huxley, 2003

<sup>a</sup>Impacto negativo en su área de distribución original.

poblaciones, por ejemplo, para disminuir la abundancia de la ardilla gris *Sciurus carolinensis* en bosques de Inglaterra (Mayle et al., 2004). El éxito de estos programas de control depende fundamentalmente de la abundancia y grado de expansión de la especie, de emplear técnicas apropiadas, de contar con financiación a largo plazo y legislación adecuada y de que exista acuerdo entre las partes involucradas y apoyo de la opinión pública (Mack et al., 2000; Byers et al., 2002; Genovesi, 2005). El apoyo de la opinión pública es particularmente importante cuando se trabaja con especies que podrían considerarse carismáticas porque despiertan reacciones emocionales en la comunidad (Barr et al., 2002). Un caso emblemático ocurrió en Italia donde, a pesar de conocer los problemas asociados a la invasión de la ardilla gris, el programa para controlar su expansión fue cuestionado, frenado, llevado a los medios y a los tribunales (Bertolino y Genovesi, 2003). Esto pone de manifiesto la importancia de que haya comunicación entre los que toman las decisiones de manejo, los que realizan estudios científicos y el público en general para difundir los problemas asociados a las invasiones biológicas, proponer temas prioritarios para investigación y conocer la opinión de las distintas partes de manera de evaluar formas de acción consensuadas.

La ardilla de vientre rojo ha llegado casi al límite del área urbanizada del Aglomerado Gran Buenos Aires y es muy probable que no encuentre mayores dificultades para establecerse en nuevas zonas agrícolas y espacios verdes de centros urbanos de características similares a los ya ocupados. Esta porción de la Región Pampeana está altamente modificada por la actividad humana, por lo que la presencia de ardillas no parece un problema de conservación urgente. Sin embargo, es altamente probable que en pocos años esta especie invada ambientes de mayor valor de conservación dado que su límite actual de distribución está a 30 km de la Reserva Natural Estricta Otamendi y el Delta del Río Paraná. Esta región presenta alta diversidad de especies y una gran superficie cubierta por forestaciones comerciales y

masas boscosas (Malvárez et al., 1999), donde las ardillas encontrarían un ambiente propicio para su establecimiento y expansión. Si se desea frenar la expansión de la ardilla de vientre rojo en la Argentina será necesario evaluar la viabilidad de planes de control, teniendo en cuenta los factores ecológicos, económicos, éticos y sociales. El hecho de que la expansión espacial de esta especie aún sea relativamente restringida brinda la oportunidad de iniciar este camino antes de que su distribución abarque vastas zonas del país.

## AGRADECIMIENTOS

V. Benítez, M. Borgnia, G. Cassini y M. Simiones colaboraron en el trabajo de campo. L. Di Franco y el grupo PRODITEL de la Universidad Nacional de Luján facilitaron el acceso a la imagen satelital y un sistema de información geográfico. R. Bello y J. Fasola pusieron vehículos a disposición. D. Chicco, P. Doncaster y F. Milesi aportaron valiosas sugerencias y apoyo para la realización del trabajo y del manuscrito. Durante la última etapa de este trabajo, MLG fue parcialmente financiada por la beca UNESCO-L'Oréal 2004 para mujeres jóvenes investigadoras en ciencias de la vida.

## LITERATURA CITADA

- APRILE G y D CHICCO. 1999. Nueva especie exótica de mamífero en la Argentina: la ardilla de vientre rojo (*Callosciurus erythraeus*). *Mastozoología Neotropical* 6:7-14.
- ATKINSON IAE. 2001. Introduced mammals and models for restoration. *Biological Conservation* 99:81-96.
- AZUMA Y. 1998. Nest predation of the Japanese White-eye by a Formosan squirrel. *Strix* 16:175-176.
- BALDI R, SD ALBON y DAELSTON. 2001. Guanacos and sheep: evidence for continuing competition in arid Patagonia. *Oecologia* 129:561-570.
- BÁRBARO NO. 1994. Perfil ambiental de la Argentina. XIX Asamblea General de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, Buenos Aires.
- BARR JJF, PWW LURZ, MDF SHIRLEY y SP RUSHTON. 2002. Evaluation of immuncontraception as a publicly acceptable form of vertebrate pest species control: the introduced Grey Squirrel in Britain as an example. *Environmental Management* 30:342-351.
- BERTOLINO S, I CURRADO, PJ MAZZOGLIO y G AMORI. 2000. Native and alien squirrels in Italy. *Hystrix* 11:49-58.
- BERTOLINO S y P GENOVESI. 2003. Spread and attempted eradication of the grey squirrel (*Sciurus carolinensis*) in Italy, and consequences for the red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in Eurasia. *Biological Conservation* 109:351-358.

- BONINO N. 1995. Introduced mammals into Patagonia, Southern Argentina: consequences, problems, and management considerations. Pp. 406-409, *en*: Proceedings of the First International Wildlife Management Congress (JA Bissonette y PR Krausman, eds.). The Wildlife Society, Bethesda.
- BYERS JE, S REICHARD, JM RANDALL, IM PARKER, CS SMITH, WM LONSDALE, IAE ATKINSON, TR SEASTEDT, M WILLIAMSON, E CHORNESKY y D HAYES. 2002. Directing research to reduce the impacts of nonindigenous species. *Conservation Biology* 16:630-640.
- CABRERA AL y EM ZARDINI. 1993. Manual de la flora de los alrededores de la provincia de Buenos Aires. Editorial ACME, Buenos Aires.
- CHÉBEZ JC. 1994. Los que se van: especies argentinas en peligro. Editorial Albatros, Buenos Aires.
- CROOKS JA y ME SOULÉ. 1999. Lag times in population explosions of invasive species: causes and implications. Pp. 103-125, *en*: Invasive species and biodiversity management (OT Sandlund, PJ Schei y A Viken, eds.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- DIETRICH JR. 1995. El uso de entrevistas para averiguar la distribución de vertebrados. *Revistas de Ecología Latinoamericana* 2:1-4.
- DUNCAN RP, TM BLACKBURN y D SOL. 2003. The ecology of bird introductions. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34:71-98.
- FAGAN WF, MA LEWIS, MG NEUBERT y P VAN DEN DRIESSCHE. 2002. Invasion theory and biological control. *Ecology Letters* 5:148-157.
- FRENOT Y, SL CHOWN, J WHINAM, PM SELKIRK, P CONVEY, M SKOTNICKI y DM BERGSTROM. 2005. Biological invasions in the Antarctic: extent, impacts and implications. *Biological Reviews* 80:45-72.
- GENOVESI P. 2005. Eradications of invasive alien species in Europe: a review. *Biological Invasions* 7:127-133
- GOLDBERG S, I CIRERA, M PARELLA, A BENÍTEZ, L BULOS y A TRONCOSO. 1995. Caracterización climática y agroclimática de la cuenca del Río Luján. Pp. 13-19, *en*: Anales de las I Jornadas sobre la Cuenca del Río Luján (F Momo, ed.). Universidad Nacional de Luján, Luján.
- HUXLEY L. 2003. The grey squirrel review. Profile of an invasive alien species. Grey squirrel (*Sciurus carolinensis*). ESI, Dorset.
- INDEC. 2003. ¿Qué es el Gran Buenos Aires? Instituto Nacional de Estadística y Censos, Buenos Aires.
- JAKSIC FM. 1998. Vertebrate invaders and their ecological impacts in Chile. *Biodiversity and Conservation* 7:1427-1445.
- JAKSIC FM, JA IRIARTE, JE JIMÉNEZ y DR MARTÍNEZ. 2002. Invaders without frontiers: cross-border invasions of exotic mammals. *Biological Invasions* 4:157-173.
- JENNESS J. 2004. Convex hulls around points (conv\_hulls\_pts.avx) extension for ArcView 3.x, v. 1.2 Jenness Enterprises. [http://www.jennessent.com/arcview/convex\\_hulls.htm](http://www.jennessent.com/arcview/convex_hulls.htm)
- JOUANIN C. 1992. L'écureuil à ventre rouge d'Antibes. Pp. 227-284, *en*: Introductions and réintroductions des Mammifères sauvages. Actes du XIVème colloque francophone de Mammalogie de la Société française pour l'étude et la protection des Mammifères, Orléans/Saint Jean de Braye.
- KOLAR CS y DM LODGE. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution* 16:199-204.
- LEVER C. 1985. Naturalized mammals of the world. Longman, Harlow.
- LIN YS y SP YO. 1981. Population dynamics of the Red-Bellied Tree Squirrel (*Callosciurus erythraeus*). *Bulletin Institute of Zoology, Academia Sinica* 20:31-41.
- MACHADO A y F DOMÍNGUEZ. 1980. Estudio sobre la presencia de la ardilla moruna en la isla de Fuerteventura. Informe para la Viceconsejería de Medio Ambiente, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial, Gobierno de Canarias.
- MACK RN, D SIMBERLOFF, WM LONSDALE, H EVANS, M COUNT y FA BAZZAZ. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10:689-710.
- MALHI CS y K KAUR. 1995. Food preference behaviour of the five-striped squirrel, *Funambulus pennanti* Wroughton. *Behavioural Processes* 34:55-66.
- MALVÁREZ AI, M BOIVIN y A ROSATO. 1999. Biodiversidad, uso de los recursos naturales y cambios en las islas del Delta Medio del Río Paraná (Dto. Victoria, provincia de Entre Ríos, R. Argentina). Pp. 257-290, *en*: Biodiversidad y uso de la tierra: conceptos y ejemplos de Latinoamérica (SD Matteucci, OT Solbrig, J Morello y G Halfiter, eds.). Eudeba, Buenos Aires.
- MANCHESTER SJ y JM BULLOCK. 2000. The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. *Journal of Applied Ecology* 37:845-864.
- MAYLE B, H PEPPER y M FERRYMAN. 2004. Controlling grey squirrel damage to woodlands. Forestry Commission Practice Note 4. Forestry Commission, Edinburgh.
- MIYAMOTO A, N TAMURA, K SUGIMURA y F YAMADA. 2004. Predicting habitat distribution of the alien Formosan Squirrel using logistic regression model. *Global Environmental Research* 8:13-21.
- MOONEY HA y RJ HOBBS (eds.). 2000. Invasive species in a changing world. Island Press, Washington DC.
- PARERA A. 2002. Los mamíferos de la Argentina y la Región Austral de Sudamérica. Editorial El Ateneo, Buenos Aires.
- PEREIRA J, E HAENE y M BABARSKAS. 2003. Mamíferos de la Reserva Natural Otamendi. Pp. 115-139, *en*: Temas de Naturaleza y Conservación 3: Fauna de Otamendi, Inventario de los animales vertebrados de la Reserva Natural Otamendi, Campana, Buenos Aires, Argentina (E Haene y J Pereira, eds.). Aves Argentinas/AOP, Buenos Aires.
- SAGYP y CFA. 1995. El deterioro de las tierras de la República Argentina. Secretaría de Agricultura, Ga-

- nadería y Pesca y Consejo Federal Agropecuario, Buenos Aires.
- SETOGUCHI M. 1990. Food habits of red-bellied tree squirrels on a small island in Japan. *Journal of Mammalogy* 77:570-578.
- SETOGUCHI M. 1991. Nest-site selection and nest-building behavior of red-bellied tree squirrels on Tomogashima Island, Japan. *Journal of Mammalogy* 72:163-170.
- SHEA K y P CHESSON. 2002. Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 17:170-176.
- SHIGESADA N y K KAWASAKI. 1997. *Biological invasions: theory and practice*. Oxford University Press, Oxford.
- SHINOZAKI Y, T SHIIBASHI, K YOSHIKAWA, K MURATA, J KIMURA, S MARUYAMA, Y HAYAMA, H YOSHIDA y S NOGAMI. 2004. Ectoparasites of the Pallas squirrel, *Callosciurus erythraeus*, introduced in Japan. *Medical and Veterinary Entomology* 18:61-63.
- SIERRA BRAVO R. 1997. *Técnicas de investigación social: teorías y ejercicios*. Parainfo, Madrid.
- TAMURA N y K MIYASHITA. 1984. Diurnal activity of the Formosan Squirrel, *Callosciurus erythraeus taiwanensis*, and its seasonal change with feeding. *Journal of the Mammalogical Society of Japan* 10:37-40.
- TRAKHTENBROT A, R NATHAN, G PERRY y DM RICHARDSON. 2005. The importance of long-distance dispersal in biodiversity conservation. *Diversity and Distributions* 11:173-181.
- VÁZQUEZ D. 2002. Multiple effects of introduced mammalian herbivores in a temperate forest. *Biological Invasions* 4:175-191.
- VERBEYLEN G y E VAN DEN BROEKE. 2003. Le Tamia de Sibérie: *Tamias sibiricus* (Laxmann, 1769), en Belgique. Pp. 349-351, en: *Évolution holocène de la faune de Vertébrés de France: invasions et extinctions*. 9.7. Annexe G: notes relatives à des espèces de pays frontaliers susceptibles de s'établir à brève échéance en France (n = 14) (M Pascal, O Lorvelec, JD Vigne, P Keith y P Clergeau, eds.). Rapport au Ministère de l'Écologie et du Développement Durable (Direction de la Nature et des Paysages), Institut National de la Recherche Agronomique, Centre National de la Recherche Scientifique, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- VILLAMIL CB y SM ZALBA. 2004. InBiAr: Base de datos sobre invasiones biológicas en Argentina. <http://www.uns.edu.ar/inbiar>
- WILLIAMSON M. 1996. *Biological Invasions*. Chapman & Hall, London.
- YO SP, WE HOWARD y YS LIN. 1992. Population dynamics and regulation of the Red-Bellied Tree Squirrel (*Callosciurus erythraeus*) in Japanese Fir plantations. *Bulletin Institute of Zoology, Academia Sinica* 31:89-103.