

Estudio del impacto de la culebra real de California (*Lampropeltis californiae*) sobre las poblaciones de lagarto de Gran Canaria (*Gallotia stehlini*)

**Julien C. Piquet
Manuel Nogales
Marta López Darías**

MEMORIA FINAL

Noviembre 2018

Estudio del impacto de la culebra real de California (*Lampropeltis californiae*) sobre las poblaciones de lagarto de Gran Canaria (*Gallotia stehlini*)

MEMORIA FINAL

Noviembre 2018

Julien C. Piquet

Manuel Nogales

Marta López Darías

Grupo de Ecología y Evolución en Islas
Instituto de Productos Naturales y Agrobiología



MINISTERIO
DE CIENCIA, INNOVACIÓN
Y UNIVERSIDADES



CSIC
CONSEJO SUPERIOR DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS

Financia Excmo. Cabildo Insular de Gran Canaria



Tabla de contenidos

Introducción	7
Material y métodos.....	10
Zonas de estudio	10
Estimas de densidad poblacional: muestreos a distancia	10
Estimas de densidad poblacional: sesiones de captura	14
Resultados.....	16
Estimas de densidad poblacional: muestreos a distancia	16
Estimas de densidad poblacional: sesiones de captura	20
Discusión	22
Conclusión y recomendaciones	26
Agradecimientos	27
Referencias.....	27
 Anexo I. Delimitación del área de prospección y determinación del número de muestreos en las localidades de trabajo	 35

Introducción

Las especies invasoras constituyen una de las mayores amenazas para la conservación de la biodiversidad del planeta (Sala et al. 2000; Mace et al. 2010; Bellard et al. 2016), más particularmente para la biota insular (Sax y Gaines 2008; Bellard et al. 2017). Las islas son especialmente vulnerables al impacto de las especies invasoras porque presentan unas particularidades ecológicas que han modelado las características de sus ecosistemas y especies, como son la ausencia de grupos taxonómicos que en el continente cumplen una función depredadora (Lomolino 2005; Blumstein y Daniel 2005). La consecuente reducción en la presión de depredación contribuye a la desaparición de adaptaciones fisiológicas y de comportamientos anti-depredadores de las especies insulares (Lomolino 2005; Blumstein y Daniel 2005). En consecuencia, la introducción de depredadores en islas conduce a notables impactos para las biotas insulares y contribuye a la severa defaunación que sufren las islas (Doherty et al. 2016).

Las serpientes probablemente son uno de los grupos taxonómicos que causa uno de los impactos más perniciosos sobre la biota nativa (Fritts y Rodda 1998; Lowe et al. 2004; Kraus 2015), siendo responsables en ocasiones de la extinción en cadena de múltiples especies insulares (ver Kraus 2015). Uno de los ejemplos más conocidos de serpientes invasoras en islas lo constituye la invasión de la serpiente arborícola marrón (*Boiga irregularis*) en la isla de Guam, especie que es responsable de la extinción de 10 de las 12 especies de aves de la isla (Fritts y Rodda 1998) y de una drástica reducción de las poblaciones de reptiles nativos (Fritts y Rodda 1998; Campbell et al. 2012; Kraus 2015). Tal es el impacto que ha causado en la isla que esta serpiente es actualmente considerada como una de las especies invasoras más dañinas del planeta (Lowe et al. 2000). Del mismo modo, la introducción de la serpiente lobo asiática (*Lycodon aulicus capucinus*) en la isla de Christmas (Océano Índico) ha contribuido a la desaparición y notable disminución de las poblaciones de reptiles de esta isla (Smith et al. 2012). Esa misma especie también está presente en la isla de La Reunión, donde depreda sobre los reptiles endémicos (Deso y Probst 2007), algunos en peligro crítico de extinción

(ej. *Phelsuma inexpectata*, UICN France 2010). En el caso las Islas Baleares, donde se han introducido un total de cuatro especies de ofidios en la última década (Pinya y Carretero 2011), también se ha observado la depredación sobre la herpetofauna nativa y endémica de las islas (Silva-Rocha et al. 2015). La introducción de ofidios y sus consecuentes impactos devastadores no es un fenómeno que se haya observado exclusivamente en los ecosistemas insulares. Así, la pitón de Birmania (*Python molurus bivittatus*) introducida en la península de Florida ha causado un declive severo de numerosas especies de aves y mamíferos (Dove et al. 2011; Dorcas et al. 2012). El impacto producido por éstas y otras serpientes invasoras (ver Kraus 2015) afecta en último término a las funciones ecológicas desempeñadas por las especies nativas, comprometiendo la dinámica de los ecosistemas insulares (Kraus 2015; Rogers et al. 2017).

En Canarias hay en la actualidad dos especies de serpientes invasoras, la culebrilla ciega de las macetas (*Ramphotyphlops braminus*) y la culebra real de California (*Lampropeltis californiae*) (Mateo et al. 2011). Esta última se detectó por primera vez en el este Gran Canaria en el año 1998, confirmándose como especie naturalizada en el año 2007 (Mateo et al. 2011). Esta culebra originaria del suroeste de Estados Unidos y noroeste de México (Hubbs 2009) fue localizada primeramente en las zonas de Telde y Valsequillo, estableciéndose un segundo núcleo de población en el año 2010 en la zona de Gáldar, al noroeste de la isla (Cabrera-Pérez et al. 2012). En el año 2015, se descubre un tercer núcleo poblacional en el sur de la isla, en San Bartolomé de Tirajana (Gesplan 2016), habiéndose confirmado también recientemente el establecimiento de un cuarto núcleo de población en la zona urbana asociada al barranco de Guinguada en Las Palmas de Gran Canaria (R. Gallo *com. pers.*). Por tanto, pese a los esfuerzos realizados por controlar la expansión de esta especie en Gran Canaria, el número de poblaciones establecidas continúa incrementándose (R. Gallo *com. pers.*). En su área de distribución nativa es una especie que se alimenta de reptiles, pequeños mamíferos, anfibios, huevos, aves y otras serpientes (Hubbs 2009). Los estudios preliminares de la dieta de esta especie en la isla indican que produce una significativa presión por depredación sobre las especies nativas, especialmente sobre el lagarto de

Gran Canaria (*Gallotia stehlini*) (Cabrera-Pérez et al. 2012). Los análisis preliminares realizados en el marco del proyecto LIFE+Lampropeltis sugieren que podría producirse una considerable merma de las poblaciones de lagartos nativos en las zonas invadidas por la culebra real (Gesplan 2013, 2015a). No obstante, estos indicios requieren de la realización de un análisis más exhaustivo y metódico que permita evaluar científicamente el alcance del impacto de esta culebra en los ecosistemas de Gran Canaria. Teniendo en cuenta la importancia de los lagartos en los ecosistemas de Canarias, la culebra real de California podría causar un impacto indirecto sobre múltiples procesos ecológicos clave, tales como la polinización de las plantas nativas (Olesen y Valido 2003) o la dispersión y sucesión ecológica de las comunidades vegetales (Pérez-Méndez et al. 2016, 2017). Este desajuste en las dinámicas ecológicas de la isla podría igualmente causar impactos directos a la producción agrícola. En este contexto, la culebra real de California supone una amenaza no sólo para el lagarto endémico de Gran Canaria, sino para la totalidad de los ecosistemas y para algunas actividades económicas de la isla.

Teniendo en cuenta las importantes consecuencias ecológicas que derivan de la desaparición de los lagartos endémicos en Gran Canaria (Pérez-Méndez et al. 2016, 2017), se torna urgente cuantificar el impacto que se produce sobre la abundancia de lagartos endémicos como consecuencia de la presión por depredación de esta serpiente. Por tanto, el objetivo principal de este estudio es comparar la abundancia de lagartos en las zonas invadidas por la culebra invasora y en las zonas libres de la invasión. Dado que las evidencias obtenidas hasta ahora sugieren que la culebra podría estar afectando especialmente a los individuos de menor talla (Gesplan 2013, 2015a), también se comparará el impacto de la especie invasora sobre la distribución de tallas de los lagartos endémicos entre las zonas invadidas y las zonas libres de culebras.

Material y métodos

Zonas de estudio

Para cuantificar el impacto de la culebra real de California sobre los lagartos endémicos de Gran Canaria se eligieron tres zonas de estudio: 1. *zona norte*, ubicada en la vertiente noroeste, en los términos municipales de Gáldar y Agaete; 2. *zona centro*, localizada en los municipios de Las Palmas de Gran Canaria y Telde y, 3. *zona sur*, perteneciente al término municipal de San Bartolomé de Tirajana (Fig. 1). La *zona norte* se caracteriza por poseer un terreno rocoso cubierto por una vegetación compuesta de cardones y tabaibas dulces (del Arco et al. 2006). La *zona centro* se corresponde con un territorio diverso que abarca desde antiguas zonas de cultivos y zonas antrópicas a tabaibales y cardonales nativos, así como acebuchales y especies del bosque termoesclerófilo de Gran Canaria (del Arco et al. 2006). Finalmente, la *zona sur* se caracteriza por presentar una vegetación dominada por tabaibas dulces y algunas especies de las comunidades hiperáridas que ocupan las desembocaduras de los barrancos del sur de la isla (del Arco et al. 2006).

En cada una de estas tres zonas se seleccionaron una serie de localidades ubicadas en áreas invadidas por *L. californiae* (en adelante, *áreas experimentales*) y en áreas sin invadir (en adelante *áreas control*) que mostraran una vegetación y unas condiciones ambientales comparables.

Estimas de densidad poblacional: muestreos a distancia

Para el cálculo de densidad de lagartos de Gran Canaria en las distintas zonas y localidades se utilizó por un lado la metodología de *muestreos a distancia*, un método simple y eficiente que permite prospectar un área extensa (Ruiz De Infante Anton et al. 2013), comúnmente utilizado para estimar densidad de población en reptiles (Wanger et al. 2008; Ariefiandy et al. 2014; Rodríguez-Caro et al. 2017). Para ello, se estableció en cada *zona* un número determinado de transectos lineales de longitud variable, que fue proporcional al área ocupada por *L. californiae* en las *áreas experimentales* (ver Anexo I para detalles sobre el cálculo del área; Tabla 1). El recorrido de cada transecto fue

marcado y georreferenciado mediante el visualizador de mapas IGN Mapas de España v1.0 (Instituto de Geografía Nacional, <http://www.ign.es/web/dir-aplicaciones-moviles>), lo cual permitió calcular la longitud exacta de cada muestreo. Todos los transectos ubicados en las *áreas experimentales* se emplazaron a menos de 200 m del punto de captura de serpientes más cercano para asegurar que se ubicaban en una zona invadida (el área de campeo de esta serpiente en Gran Canaria ha sido estimada en 200 m de diámetro, Gesplan 2015b). Del mismo modo, los transectos ubicados en las *áreas control* estuvieron siempre alejados 450 m del punto de captura de serpientes más cercano para asegurar que se trataba de una zona sin invadir, alejado de la influencia de *L. californiae*.

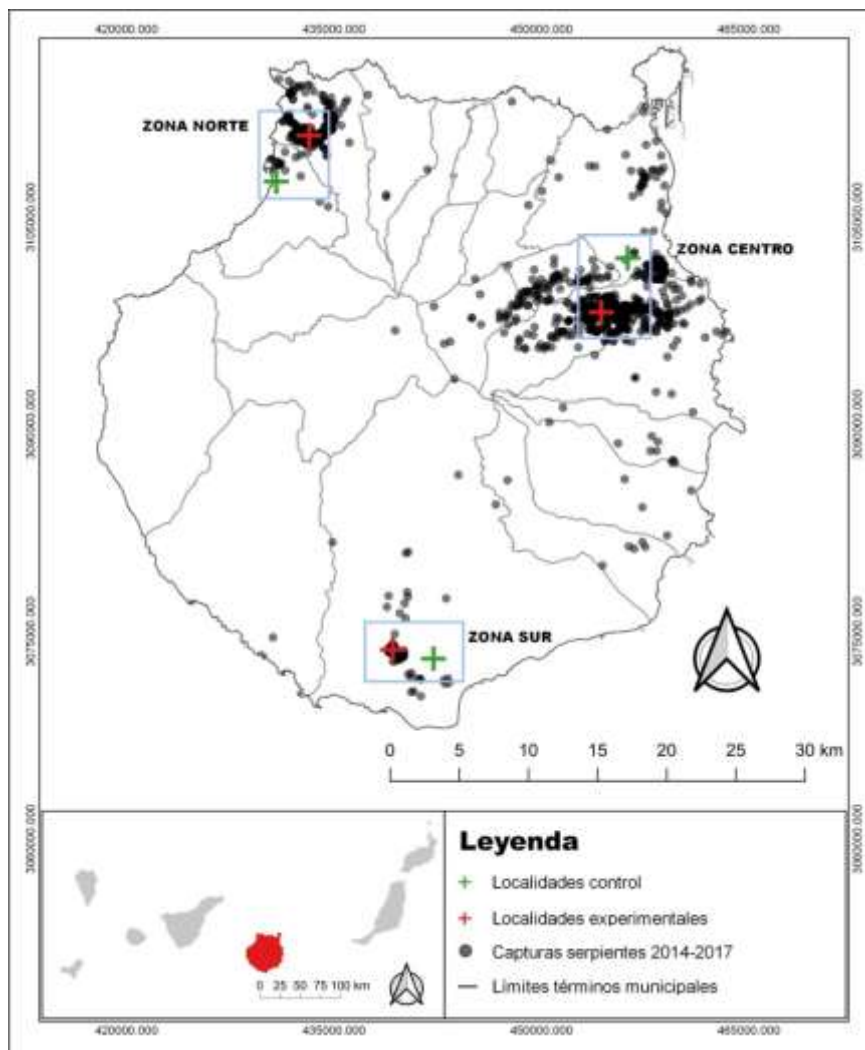


Fig. 1. Ubicación de las zonas de estudio (*zona norte*, *zona centro* y *zona sur*) y de las *áreas experimentales* y *control* seleccionadas en la isla de Gran Canaria en las que se cuantificó el impacto de la culebra real de California (*Lampropeltis californiae*) sobre los lagartos de Gran Canaria (*Gallotia stehlini*).

Los *muestreos a distancia* se realizaron recorriendo a paso lento ($\approx 1\text{km/h}$) y constante el trazado de los transectos, mientras se anotaba el número de lagartos vistos a cada lado del mismo hasta una distancia máxima de 20 m del trazado. Además de los lagartos vistos, también se contaron las ocasiones en las que se percibían señales indirectas de su presencia al paso del observador (p. ej. movimientos en la vegetación), ya que ninguna de las especies que coexisten con los lagartos produce ruidos semejantes (o incluso son de hábitos nocturnos o fosoriales, Brown 1990; Rogner 1992; Hubbs 2009). Cada vez que se observó un lagarto a lo largo del transecto, se estimó la distancia que le separaba del trazado del transecto en segmentos de 0,5 m. Al igual que sucede con otras especies de reptiles, los individuos de *G. stehlini* reaccionaban a la presencia de un observador humano, normalmente alejándose o desplazándose hasta el refugio más cercano, lo que contraviene una de las condiciones de los *muestreos a distancia* (Thomas et al. 2010; Lovich et al. 2012; Glennie et al. 2015). No obstante, dado que los lagartos sólo realizaban cortos desplazamientos, el impacto de los mismos sobre el resultado de los transectos no se consideró relevante (Glennie et al. 2015).

Dado que *G. stehlini* es un organismo ectotérmico de hábitos diurnos (Salvador y Pleguezuelos 2002), cuya actividad se puede ver influenciada por las condiciones meteorológicas (Van Damme et al. 1991; Vernet y Baez 1995; Angilletta et al. 2002), los *muestreos a distancia* se realizaron entre las 09h00 y las 19h00 en días soleados y/o calurosos. Asimismo, todos los muestreos se repitieron al menos cuatro veces entre los meses de mayo a septiembre de 2018 para evitar que la variación de la actividad en superficie de la especie sesgara los resultados obtenidos. Para disminuir los errores producidos por la variación del observador, todos los *muestreos a distancia* y sus respectivas repeticiones fueron realizados por un mismo investigador (JCP).

Los datos obtenidos se analizaron mediante un análisis CDS (*Conventional Distance Sampling*), utilizando el paquete informático DISTANCE 7.2 (Thomas et al. 2010), para obtener la densidad de cada muestreo según la siguiente fórmula:

$$\hat{d} = \frac{n}{2LPa},$$

donde $\hat{d}$ es la densidad de individuos, n es el número de lagartos vistos, L es la longitud del transecto y Pa es la probabilidad de detección de los individuos en el área prospectada (para más detalle ver Buckland et al. 2001). Esta última se calculó para cada localidad por separado, agrupando los datos de distancia de los lagartos al transecto en intervalos de 1 m y descartando los individuos detectados a una distancia superior a 8 m del trazado ($\approx 5\%$ de los datos) (Thomas et al. 2010). Los resultados del análisis CDS se compararon entre las distintas localidades mediante un modelo lineal general de efectos mixtos con ceros inflados (de ahora en adelante análisis lineal de ceros inflados) (ver Zuur et al. 2011 para más información sobre este análisis) que fue ejecutado con el lenguaje de programación R (R Core Team 2018) y con el paquete *glmmTMB* (Brooks et al. 2017). Este análisis, en el que se incluyeron el área de los muestreos y el tipo de área (*experimental* o *control*) como efectos fijos y la identidad de los muestreos como factor aleatorio, permite determinar si la variación en la densidad de lagartos en cada tipo de área se debe a la presencia de la serpiente.

Dado que la fisionomía del territorio puede reducir la capacidad del observador para detectar lagartos y afectar a la precisión de los resultados (Ruiz De Infante Anton et al. 2013; Ariefiandy et al. 2014), se usó el número de lagartos oídos a lo largo del transecto (p. ej. moviéndose en la vegetación) como una medida complementaria de abundancia. Se consideraron como un único individuo aquellas señales indirectas (movimientos en la vegetación o detección acústica) detectadas de forma consecutiva y procedentes de un mismo punto de origen. La densidad de lagartos oídos por *muestreo a distancia* se calculó mediante la siguiente fórmula:

$$\hat{n} = \frac{n}{\hat{L}\hat{T}},$$

donde $\hat{n}$ es el estimador de densidad de lagartos oídos por muestreo, n es el recuento de lagartos oídos en cada muestreo, $\hat{L}$ es la longitud (m) estandarizada de cada transecto (longitud de cada transecto dividida entre la longitud de un transecto estándar, 60 m) y $\hat{T}$ es la duración en minutos estandarizada de cada muestreo (duración de cada muestreo dividida entre la duración estándar de los transectos, 4 min). Para comparar el valor de $\hat{n}$ entre

las *áreas experimentales* y *control* se utilizó también un análisis lineal de ceros inflados en el que se incluyó la localidad y el tipo de localidad como factores fijos y la identidad de los *muestreos a distancia* como factor aleatorio.

En cada *muestreo a distancia* se clasificó el tamaño del cuerpo (sin cola) de los animales detectados. Éstos se agruparon en lagartos pequeños (menores o similares a 10 cm), medianos (tamaño en torno a 15 cm) o grandes (tamaño en torno o superior a 20 cm). No se estimó el tamaño del cuerpo de los individuos que no fueron observados directamente o cuyo cuerpo era sólo parcialmente visible. Para evaluar el impacto de la serpiente sobre la talla de los lagartos se comparó la proporción de lagartos de pequeño, mediano y gran tamaño detectados las *áreas experimentales* y *control* mediante un test Chi-cuadrado. Debido al elevado número de comparaciones se ajustó el nivel de significación a $\alpha_s = 0,004$ mediante una corrección Šidák (Šidák 1967). No se pudo comparar la proporción de lagartos observados de cada talla en la *zona norte* debido a que no se observó ningún lagarto en el *área experimental* (ver Resultados).

Estimas de densidad poblacional: sesiones de captura

Por otro lado, la densidad de lagartos en las distintas zonas y localidades fue complementariamente estimada mediante el uso de una segunda metodología, las *sesiones repetitivas de captura de individuos*. Se trata de un método que permite obtener simultáneamente un índice de abundancia preciso e información adicional de la especie estudiada (Ruiz De Infante Anton et al. 2013), si bien requiere de un esfuerzo de muestreo mucho mayor que la metodología anteriormente descrita. Para el cálculo de densidad de población mediante la *captura de individuos* se utilizaron 14 localidades de trampeo repartidas entre las distintas *zonas* (Tabla 1). Entre mayo y septiembre de 2018 se llevaron a cabo en cada localidad dos sesiones de trampeo al mes utilizando 15 trampas de caída (50 cm de profundidad y 30 x 40 cm de apertura), que fueron cebadas con tomate y sardina. Cada trampa fue colocada verticalmente sobre accidentes del terreno (p. ej. rocas de gran tamaño), muros de piedra o plantas (p. ej. tuneras), procurando minimizar la incidencia del sol sobre las mismas para evitar el sobrecalentamiento de los animales capturados. Se procuró que la distancia mínima entre las trampas fuera de ≈ 4 m, evitando así

concentrar las trampas en una sección reducida del territorio. En cada sesión de trampeo se anotó el momento exacto en el que cada trampa era colocada y recogida, así como el tiempo que permanecían activas (normalmente en torno a 60 min). A todos los lagartos capturados durante las sesiones de trampeo se les midió con el uso de una regla la longitud del cuerpo sin cola (distancia entre la punta del hocico y la cloaca).

Tabla 1. Número de *muestreos a distancia* y localidades de *captura de individuos* que se emplearon en las *áreas experimentales* y *control* de las diferentes zonas de trabajo. Se indica para cada caso el área prospectada en cada tipo de área, determinado por el área ocupada por la invasión de *Lampropeltis californiae* en el área experimental.

Zona de trabajo	Área	Muestreos a distancia	Captura de individuos	Área prospección (ha) ¹
Zona Norte	Experimental	30	2	664,63
	Control	30	2	664,63
Zona Centro	Experimental	60	4	1138,85
	Control	60	4	1138,85
Zona Sur	Experimental	12	1	182,40
	Control	12	1	182,40

¹ ver ANEXO 1.

Para el cálculo de densidad de lagartos a partir del método de *sesiones de captura de individuos* se utilizó la fórmula:

$$\hat{d}_c = \frac{c}{\hat{n} \cdot t / 60},$$

donde $\hat{d}_c$ es el índice estandarizado de densidad de lagartos, c es el número de capturas de cada sesión de trampeo, $\hat{n}$ es el número de trampas activas estandarizado (dividido entre 15, número total de trampas disponibles), y t es el tiempo promedio (min) que permanecieron las trampas activas en cada sesión de trampeo (estandarizado por 60 min). Los valores de densidad estandarizada para las *áreas experimentales* y *control* fueron comparados mediante un análisis lineal de ceros inflados, empleando diferentes factores para cada uno de los modelos utilizados (ver Zuur et al. 2011 para más detalles sobre los modelos matemáticos empleados en estos análisis). En primer lugar, se analizó

la densidad de lagartos en cada tipo de área utilizando tanto la identidad del muestreo como el tipo de área como factores fijos y el área de trampeo como factor aleatorio. Complementariamente, se comparó el número de ocasiones en las que no se capturó ningún lagarto en el conjunto de las *áreas control* frente a las *áreas experimentales* empleando para ello el tipo de área como factor fijo y considerando la localidad de trampeo como un factor aleatorio. Debido al escaso número de lagartos capturados en las *áreas experimentales* (ver Resultados), no fue posible comparar el tamaño de los mismos con los capturados en las *áreas control*.

Todos los resultados se presentan en forma de media y desviación estándar, salvo que se especifique lo contrario.

Resultados

Estimas de densidad poblacional: muestreos a distancia

Para el cálculo de densidad de lagartos en las tres zonas seleccionadas mediante el método de *muestreos a distancia* se realizaron un total de 850 transectos, acumulándose un total de 59,03 h de muestreo y 54,54 has prospectadas (Tabla 2). Entre las tres zonas se detectaron un total de 1347 lagartos (359 lagartos vistos y 988 oídos), el 89,98% de los cuales se detectó en *áreas control* (Fig. 2, Tabla 3). La densidad de lagartos vistos ($\hat{d}$) fue significativamente superior en las *áreas control* que en las *áreas experimentales* invadidas por *L. californiae* (Factor *tipo de área*: $\beta \pm ES = 29,24 \pm 8,09$, $P < 0,001$). Asimismo, la proporción de muestreos en los que no se observó ningún lagarto fue significativamente mayor en las *áreas experimentales* (Factor *tipo de área*: $\beta \pm ES = -2,89 \pm 0,29$, $P < 0,001$). La diferencia fue especialmente notable en la *zona centro*, donde la densidad en el *área experimental* fue considerablemente menor (Fig. 3; Tabla 3). No se detectó diferencia significativamente entre áreas de un mismo tipo, aunque sí varió la proporción de muestreos en los que no se observó ningún lagarto (Factor *tipo de área*: $\beta \pm SE = 0,47 \pm 0,16$, $P < 0,004$).

Tabla 2. Número de transectos, horas de prospección y área prospectada (ha) en las áreas experimentales y control de cada zona.

Zona	Tipo de área	Nº Transectos	Tiempo (h)	Área prospectada (ha)
Zona norte	Experimental	126	8,71	8,19
	Control	120	8,10	7,92
Zona centro	Experimental	250	17,67	15,68
	Control	250	17,61	16,14
Zona sur	Experimental	54	3,85	3,33
	Control	50	3,58	3,27
TOTAL		850	59,03	54,54

Tabla 3. Número de lagartos vistos (Obs.) y oídos en cada zona. En cada caso se indican los resultados para las áreas experimentales y control. Se muestra la densidad media de lagartos observados por hectárea ($\hat{d}$), así como de lagartos oídos por muestreo a distancia ($\hat{n}$) para cada área. Ambas medidas se muestran con su correspondiente desviación típica.

Zona	Tipo de área	Obs.	$\hat{d}$	Oídos	$\hat{n}$
Zona norte	Experimental	0	0,00 ± 0,00	0	0,00 ± 0,00
	Control	65	16,25 ± 27,96	70	0,52 ± 0,93
Zona centro	Experimental	20	1,66 ± 7,12	108	0,48 ± 1,29
	Control	243	25,04 ± 36,65	737	2,72 ± 2,94
Zona sur	Experimental	2	0,36 ± 2,67	5	0,08 ± 0,30
	Control	29	20,02 ± 29,48	68	1,18 ± 1,21
TOTAL	Experimental	22	1,01 ± 5,56	113	0,29 ± 1,01
	Control	337	21,93 ± 33,73	875	1,91 ± 2,56

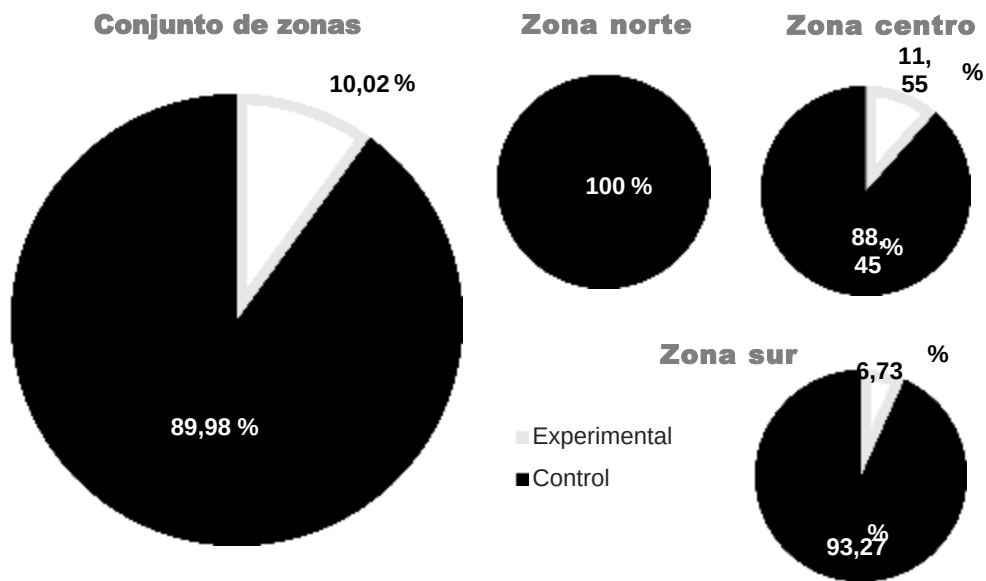


Fig. 2. Porcentaje de lagartos detectados en las áreas experimentales y control. Se indican los resultados para el conjunto de las zonas de muestreo, así como para cada una de las mismas por separado.

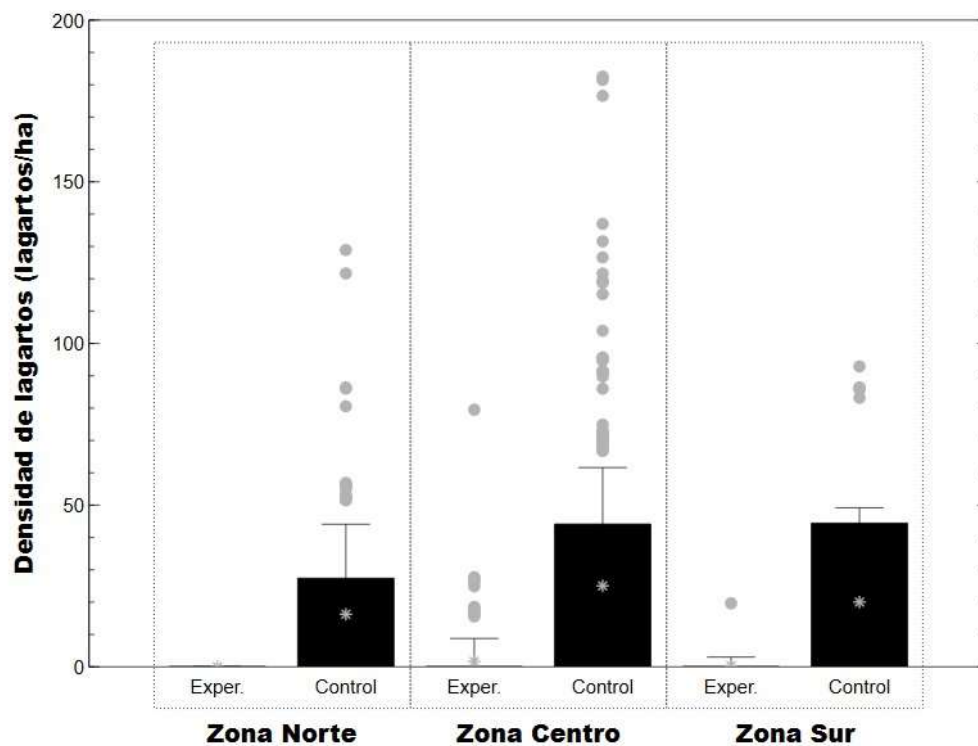


Fig. 3. Densidad de lagartos observados ($\hat{d}$) durante los muestreos a distancia en cada una de las zonas de trabajo. Se muestran por separado los resultados para las áreas experimentales (Exper.) y control, indicándose la media (*) y los valores extremos (•) en cada caso. Las barras de error muestran la desviación estándar.

No se detectaron diferencias significativas en la proporción de lagartos de cada tamaño al comparar todas las *áreas experimentales y control* entre sí ($P > 0,004$ en todos los casos). No obstante, cuando se realizó la misma comparación para cada una de las zonas se detectó que en la *zona centro* la proporción de lagartos observados de pequeño tamaño era mayor en el *área control* que en el *área experimental* ($\chi^2 = 14,83$, $P < 0,001$), mientras que en esta última la proporción de lagartos de gran tamaño fue menor ($\chi^2 = 10,40$, $P = 0,001$) (Tabla 4). En la *zona sur* se observó una mayor proporción de lagartos de pequeño tamaño en el *área experimental* ($\chi^2 = 60,47$, $P < 0,001$), mientras que en el *área control* se observó un mayor número de lagartos de tamaño medio ($\chi^2 = 28,57$, $P < 0,001$) y grande ($\chi^2 = 24,00$, $P < 0,001$) (Tabla 4).

La densidad estimada de lagartos oídos ($\hat{n}$), varió significativamente entre las *áreas experimentales y control* (Factor *tipo de área*: $\beta \pm ES = 1,86 \pm 0,46$, $P < 0,001$), así como entre áreas de un mismo tipo (Factor *tipo de área*: $\beta \pm ES = -0,48 \pm 0,13$, $P < 0,001$) (Fig. 4). La proporción de muestreos en los que no se detectó ningún lagarto fue significativamente mayor en las *áreas experimentales*, invadidas por *L. californiae* (Factor *tipo de área*: $\beta \pm ES = -5,47 \pm 0,83$, $P < 0,001$). No obstante, este parámetro también mostró diferencias significativas entre áreas de trabajo de un mismo tipo (Factor *tipo de área*: $\beta \pm ES = 0,83 \pm 0,20$, $P < 0,001$).

Tabla 4. Porcentaje de lagartos de pequeño (<10 cm), mediano (≈ 15 cm) y gran (>20 cm) tamaño observados en cada área de trabajo. Se muestra el porcentaje para el conjunto de las áreas experimentales y control. Los resultados significativamente diferentes se resaltan en negrita. En todas las comparaciones se consideró un nivel de significación $\alpha_s = 0,004$, ajustado con una corrección de Šidák (Šidák 1967).

Zona de trabajo	Localidad	≤ 10 cm	≈ 15 cm	> 20 cm
Zona norte	Experimental	0,00	0,00	0,00
	Control	50,00	48,33	1,67
Zona centro	Experimental	50,00	31,25	18,75
	Control	73,36	22,43	4,21
Zona sur	Experimental	100,00	0,00	0,00
	Control	53,57	25,00	21,43
TOTAL	Experimental	55,56	27,78	16,67
	Control	66,89	27,81	5,30

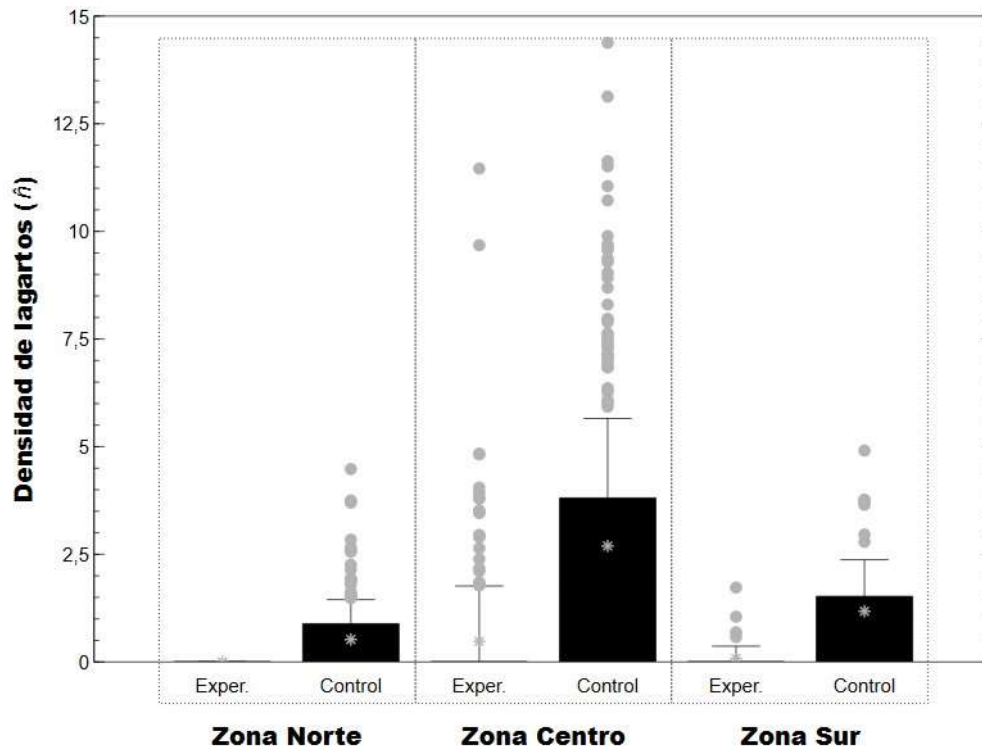


Fig. 4. Densidad de lagartos oídos ($\hat{n}$) durante los *muestreos a distancia* en cada una de las Zonas de trabajo. En cada caso, se muestran por separado los resultados para las áreas experimentales (Exper.) y control, indicándose la media (*) y los valores extremos (●). Las barras de error se corresponden a la desviación estándar.

Estimas de densidad poblacional: sesiones de captura

Para el cálculo de la densidad de lagartos mediante el método de *s Sesiones repetidas de captura de individuos* se realizaron un total de 136 sesiones de trampeo, acumulándose un total de 198,83 h de trampeo y habiéndose muestreado 4,08 hectáreas (Tabla 5). En total se capturaron 270 lagartos, de los que sólo uno se capturó en *áreas experimentales*, invadidas por serpientes. La proporción de trampeos en los que no se capturó ningún lagarto fue significativamente mayor en las *áreas experimentales* (Factor *tipo de área*: $\beta \pm ES = -6,87 \pm 1,25$, $P < 0,001$) (Fig. 5). No se obtuvieron diferencias significativas para el resto de comparaciones ($P > 0,005$ en todos los casos).

Tabla 5. Número de sesiones de captura, horas de trampeo y área prospectada (ha) en las áreas *experimentales* y *control* de cada Zona.

Zona	Localidad	Nº Trampeos	Tiempo (h)	Área prospectada (ha)
Zona norte	Experimental	20	29,59	0,56
	Control	20	28,84	0,95
Zona centro	Experimental	38	53,98	1,04
	Control	38	53,84	1,04
Zona sur	Experimental	10	15,00	0,31
	Control	10	14,66	0,18
TOTAL		136	198,83	4,08

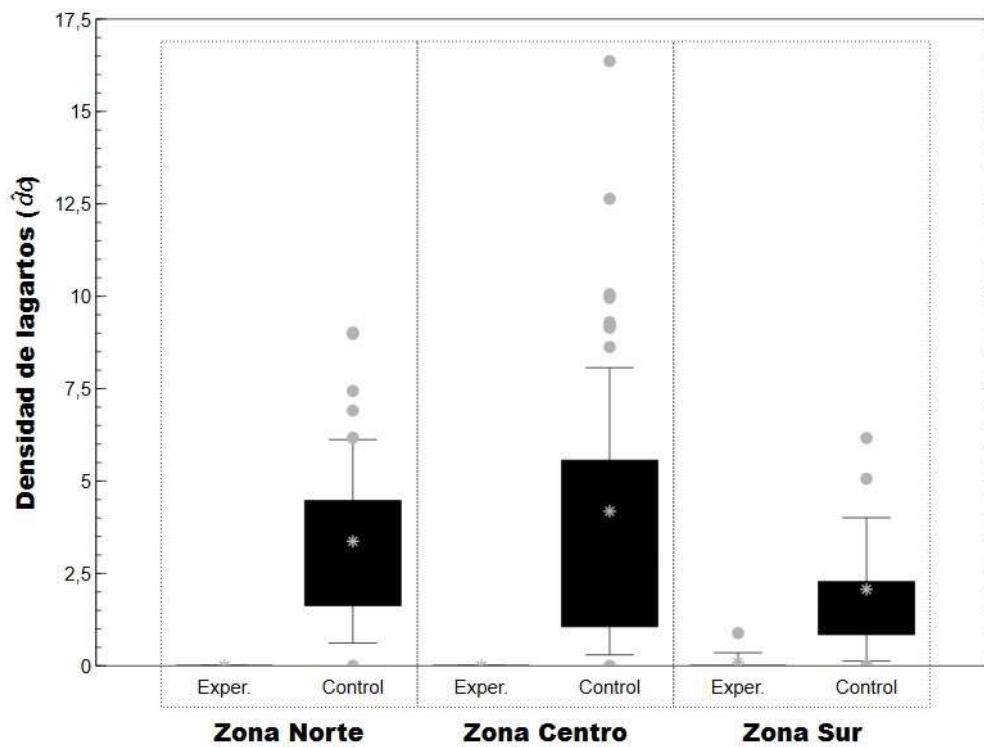


Fig. 5. Densidad de lagartos capturados ($\hat{d}_c$) en cada una de las Zonas de trabajo. En cada caso, se muestran por separado los resultados para las áreas *experimentales* (Exper.) y *control*, indicándose la media (*) y los valores extremos (●). Las barras de error se corresponden a la desviación estándar.

Discusión

Los resultados de este estudio indican que se ha producido una drástica reducción de las poblaciones de *G. stehlini* en las zonas invadidas por *L. californiae*. El impacto detectado tuvo una magnitud similar en todas las zonas prospectadas, incluyendo aquéllas a las que la serpiente ha llegado más recientemente (*zona sur*; Cabrera-Pérez et al. 2012; Gesplan 2015c). Esto sugiere que la presión ejercida por *L. californiae* causa un rápido declive de las poblaciones de lagartos, o incluso su desaparición en algunas áreas. Considerando los resultados obtenidos, dicho impacto se agrava debido a una reducción en el número de individuos juveniles, lo cual merma el posterior reclutamiento de esta especie endémica.

La densidad de lagartos detectada mediante la metodología de *muestreos a distancia* fue considerablemente inferior en las áreas invadidas por *L. californiae*. Resulta especialmente llamativa la ausencia total de lagartos en el *área experimental* de la *zona norte*, situada en el área ocupada por el segundo núcleo de invasión de la culebra real. Pese a que en ese entorno la presa principal de *L. californiae* son los roedores y la presión sobre los lagartos es menor que en otras zonas (Cabrera-Pérez 2012), no se detectó presencia de estos últimos en toda el área muestreada dentro del *área experimental*. Teniendo en cuenta que los roedores proliferan con facilidad en las zonas antrópicas (Pocock et al. 2004; Feng y Himsforth 2014), la presencia de polígonos industriales, cultivos y granjas avícolas en las inmediaciones del *área experimental* de esta zona podría estar manteniendo una elevada población de ratas y ratones que servirían de fuente de alimento a *L. californiae*. Esta situación habría permitido a las serpientes incrementar su población, aumentando a su vez la presión por depredación sobre los lagartos nativos, un fenómeno conocido como hiperdepredación (Courchamp et al. 1999, 2000). Si consideráramos que la densidad de lagartos antes de la introducción de *L. californiae* podría haber sido similar a la observada en el *área control* de esa misma zona y, por tanto, menor que en otras zonas de Gran Canaria, este escenario explicaría la desaparición de los lagartos en el *área experimental* de la *zona norte*. No obstante, dado que la concurrencia de serpientes, roedores y

lagartos no es exclusiva de la *zona norte* (Cabrera-Pérez et al. 2012), se podría estar produciendo una situación similar en otras partes de la isla, lo que supondría con el tiempo la extinción local de lagartos en todas las zonas invadidas. La detección de individuos en los *muestreos a distancia* puede verse notablemente influenciada por la fisionomía del territorio (Ariefiandy et al. 2014) y la actividad de los mismos en superficie (Rodda y Campbell 2002), lo cual podría ocasionar sesgos en los muestreos. No obstante, dada la considerable extensión de territorio prospectada, superior a la utilizada en estudios similares (Ruiz De Infante Anton et al. 2013), y la repetición de los transectos en distintas ocasiones del año, la influencia de la estructura del hábitat y la inactividad de los lagartos no sería suficiente para explicar las diferencias observadas. Por otra parte, la magnitud de las mismas y la detección de un resultado idéntico en el caso de los lagartos observados y los lagartos oídos, descarta que los resultados de este estudio se deban a un sesgo en el muestreo. Por último, además de la reducción en la densidad de individuos, se observaron diferencias en el número de lagartos de pequeño y gran tamaño entre las *áreas control y experimentales*, lo que confirma un desequilibrio en la estructura de las pirámides poblacionales de esta especie en las zonas invadidas. Este resultado parece demostrar que la depredación de las serpientes es mayor sobre los individuos de menor talla, y por tanto más jóvenes. En consecuencia, *L. californiae* estaría reduciendo la capacidad de reclutamiento de las poblaciones de lagarto, originando un colapso de las mismas y la subsiguiente reducción en la densidad de individuos.

Al igual que los *muestreos a distancia*, las *sesiones de captura* mostraron diferencias notables en relación a la densidad de población de *G. stehlini* en las *áreas control y experimentales*, identificándose claramente un impacto notable de *L. californiae* sobre el lagarto endémico. Con las *sesiones de captura*, el número de lagartos en las *zonas experimentales* fue prácticamente cero (un lagarto capturado entre todas las sesiones en todas estas áreas), lo que contrasta con los resultados obtenidos mediante los *muestreos a distancia*, donde el número de lagartos en las *áreas experimentales* fue menor que en las *áreas control*. La ausencia casi total de capturas de lagartos en las *áreas experimentales* podría estar relacionada con el hecho de que mediante esta

metodología se muestrea un área menor que la prospectada con los *muestreos a distancia*. No obstante, los resultados siguen siendo representativos del impacto de la serpiente sobre los lagartos endémicos en las zonas invadidas ya que el área prospectada siempre estuvo ubicada en los núcleos claramente invadidos. Estos resultados son tanto más relevantes si se tiene en cuenta que esta metodología es particularmente adecuada para detectar especies con una densidad muy baja o difícilmente detectables (Ruiz De Infante Anton et al. 2013). Por lo tanto, la ausencia de lagartos en *áreas experimentales* sugiere no sólo que existe un impacto por parte de *L. californiae* sino que ésta ocasiona la extinción local de los lagartos endémicos de Gran Canaria.

Pese a las diferencias teóricas y prácticas que existen a la hora de estimar la densidad mediante *muestreos a distancia* y *captura de individuos* (Ruiz De Infante Anton et al. 2013; Krebs 1999), con ambas metodologías se detectó que *L. californiae* ocasiona un impacto claro sobre los lagartos de Gran Canaria. Esta situación resulta particularmente alarmante a la luz de los resultados obtenidos: ambos métodos sugieren que *L. californiae* puede llegar a causar la desaparición de los lagartos de las zonas invadidas. Los lagartos de Canarias, y *G. stehlini* entre ellos, constituyen una pieza clave de los procesos y la dinámica de los ecosistemas del archipiélago (Valido y Nogales 1994, 2003; Olesen y Valido 2003). Por un lado, se trata de importantes polinizadores de plantas nativas y endémicas (Valido et al. 2010; Rodríguez-Rodríguez et al. 2013), ya que en ecosistemas insulares las especies de lagartos suelen realizar la función ecológica que los invertebrados, mamíferos y aves desempeñan en el continente (Olesen y Valido 2003). Por otro lado, son numerosas las evidencias que indican que los lagartos de Canarias tienen un papel clave como dispersores de semillas en los ecosistemas de las islas (Valido y Nogales 1994; Olesen y Valido 2003; Padrón et al. 2011; González-Castro et al. 2014; Nogales et al. 2016), contribuyendo a la reproducción de numerosas plantas nativas y endémicas como el tasaigo (*Rubia fruticosa*) (Nogales et al. 2005, 2013), la leña santa (*Neochamaelea pulverulenta*) (Pérez-Méndez et al. 2016) o el balo (*Plocama pendula*) (Valido et al. 2003), entre otras. Además, debido a su posición intermedia en las cadenas tróficas de las islas, los lagartos de Canarias son una de las presas más consumidas por algunas de las principales

aves rapaces del archipiélago, como el cernícalo (*Falco tinnunculus*) y el busardo ratonero (*Buteo buteo*), o por aves como el alcaudón real (*Lanius meridionalis*) (Martín y Lorenzo 2001). A su vez, este consumo de lagartos por parte de estas aves genera procesos de dispersión secundaria de las semillas de plantas nativas, que contribuyen igualmente a la dispersión de estas especies vegetales (Nogales et al. 2007; López-Darias et al. 2016). Finalmente, los lagartos poseen una dieta omnívora que incluye numerosos invertebrados (Valido y Nogales 2003), con lo que controlan la abundancia y diversidad de éstos en los ecosistemas del archipiélago, así como en las zonas agrícolas. Por todo ello, cabe esperar que la extinción local del lagarto de Gran Canaria producida por la presencia de las serpientes invasoras ocasione tanto un desajuste significativo del equilibrio de los ecosistemas de la isla, afectando a los numerosos procesos ecológicos insulares, como un aumento en la diversidad y abundancia de invertebrados de las zonas agrícolas, con el subsiguiente perjuicio al sector económico. Considerando que *L. californiae* ha aumentado su velocidad de expansión en los últimos años, superando en la actualidad los 4 km²/año (Gesplan 2015c) y su capacidad de adaptación a distintos ambientes (Pyron y Burbrink 2009), en un corto período de tiempo podría ocupar la totalidad de los ecosistemas de las zonas bajas y medianías, incluso otros ecosistemas de la isla. Dados los hábitos omnívoros de *L. californiae* (Hubbs 2009; Cabrera-Pérez et al. 2012), la presencia de esta especie podría afectar no sólo a los lagartos sino a especies como la lisa de Gran Canaria (*Chalcides sexlineatus*) o el perenquén de Boettger (*Tarentola boettgeri*), así como a especies de aves nidificantes de la isla como las aves marinas (Lorenzo 2007). Teniendo en cuenta la considerable amenaza ecológica que representa *L. californiae* para las especies y ecosistemas de Gran Canaria, es primordial incrementar la eficacia de las medias de gestión empleadas para controlar a esta especie, frenar la expansión de la misma en Gran Canaria y minimizar su impacto sobre la biota de la isla.

Conclusión y recomendaciones

El presente estudio muestra que *L. californiae* está mermando considerablemente las poblaciones de *G. stehlini*. Este impacto parece afectar especialmente a los individuos más pequeños y más jóvenes de las poblaciones, por lo que el impacto de la serpiente podría estar relacionado con un desequilibrio demográfico de las poblaciones de lagarto. Es especialmente relevante tener en cuenta que los resultados de este estudio sugieren que la magnitud del impacto de *L. californiae* podría causar la completa desaparición de los lagartos en las zonas invadidas. Considerando la severa reducción que sufren los lagartos, sería conveniente evaluar el grado de afección de otras especies consumidas por *L. californiae*. En particular, y dado que en su rango nativo la serpiente muestra cierta preferencia en la dieta por los reptiles en general (Hubbs 2009), se debe prestar especial atención al impacto que la serpiente podría producir sobre la lisa de Gran Canaria (*Chalcides sexlineatus*) y el perenquén de Boettger (*Tarentola boettgeri*). Dadas las importantes consecuencias ecológicas y económicas que podrían generarse de esta situación, es particularmente relevante minimizar el impacto de la serpiente en las zonas ya invadidas, así como controlar la expansión de esta especie en la isla. En este sentido es necesario aumentar la eficacia de los métodos de control de serpientes que se utilizan en zonas invadidas. En particular, sería aconsejable ajustar las técnicas empleadas durante el invierno para incrementar el número de capturas (Cabrera-Pérez et al. 2012) y poder llevar a cabo un control efectivo de la especie durante todo el año. Así mismo, es indispensable identificar los factores y vías de expansión *L. californiae* en Gran Canaria para limitar la aparición de nuevos focos de invasión en la isla. Finalmente, es imperativo evitar la traslocación de individuos desde Gran Canaria a otras islas, ya que éstos podrían originar nuevos focos de invasión en otras islas del archipiélago, donde los lagartos son de menor talla y, por tanto, propensos a sufrir un impacto incluso mayor que el detectado en Gran Canaria.

Agradecimientos

Agradecemos sincera y particularmente a Ramón Gallo, José y Jorge (personal de GESPLAN) por su atenta colaboración con este estudio, sin la cual no habría sido posible la realización del mismo. Aarón González y Felipe Lisandro colaboraron en las fases iniciales del estudio. Nayra Hernández, Mercedes Vidal, Javier Romero, Pablo Escribano, Eduardo Gómez Llanos y Gemma Pons participaron en labores de trabajo de campo. Numerosas personas anónimas permitieron el uso de territorios de su propiedad para la realización de este estudio científico. JCP está financiado con contrato predoctoral del Gobierno de Canarias (TESIS2017010051). MLD está contratada a cargo del Plan de Transferencia del Cabildo de Tenerife, bajo la marca identificativa “Tenerife 2030” (P. INNOVA 2016-2021).

Referencias

- Angilletta M, Niewiarowski P, Navas C. 2002. The evolution of thermal physiology in ectotherms. *Journal of Thermal Biology* **27**:249–268.
- Ariefiandy A, Purwandana D, Seno A, Chrismiawati M, Ciofi C, Jessop TS. 2014. Evaluation of three field monitoring-density estimation protocols and their relevance to Komodo dragon conservation. *Biodiversity and Conservation* **23**: 2473–2490.
- Bellard C, Cassey P, Blackburn TM. 2016. Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters* **12**: 24–27.
- Bellard C, Rysman JF, Leroy B, Claud C, Mace GM. 2017. A global picture of biological invasion threat on islands. *Nature Ecology and Evolution* **1**: 1862–1869.
- Blumstein DT, Daniel JC. 2005. The loss of antipredator behaviour following isolation on islands. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **272**: 1663-1668.
- Brooks ME, Kristensen K, van Benthem KJ, Magnusson A, Berg CW, Nielsen A, Skaug HJ, Mächler M, Bolker BM. 2017. Modeling zero-inflated count data

with *glmmTMB*. bioRxiv:1–14.

- Brown RP. 1990. Microevolution and ecophysiology of Canary Island skinks (*Chalcides*). Tesis doctoral, Aberdeen University, Aberdeen.
- Buckland ST, Anderson D, Burnham K, Laake J, Thomas L, Borchers D. 2001. Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford. 432 pp.
- Cabrera-Pérez MA, Gallo-Barneto R, Esteve I, Patiño-Martínez C, López-Jurado LF. 2012. The management and control of the California kingsnake in Gran Canaria (Canary Islands): project LIFE+Lampropeltis. Aliens: the invasive species bulletin **32**: 20-32.
- Campbell EA, Adams AAY, Converse SJ, Fritts TH, Rodda GH. 2012. Do predators control prey species abundance? An experimental test with brown treesnakes on Guam. Ecology **93**:1194–1203.
- Courchamp F, Langlais M, Sugihara G. 1999. Control of rabbits to protect island birds from cat predation. Biological Conservation **89**:219–225.
- Courchamp F, Langlais M, Sugihara G. 2000. Rabbits killing birds: modelling the hyperpredation process. Journal of Animal Ecology **69**:154–164.
- del Arco MJ (Ed.). 2006. Mapa de Vegetación de Canarias. GRAFCAN, Santa Cruz de Tenerife. 552 pp.
- Deso G, Probst JM. 2007. *Lycodon aulicus* Linnaeus, 1758 et son impact sur l'herpétofaune insulaire à La Réunion (Ophidia: Colubridae: Lycodontidae). Bulletin Phaeton **25**: 29-36.
- Doherty TS, Glen AS, Nimmo DG, Ritchie EG, Dickman CR. 2016. Invasive predators and global biodiversity loss. Proceedings of the National Academy of Sciences **113**: 1261–11265.
- Dorcas ME, Willson JD, Reed RN, Snow RW, Rochford MR, Miller MA, Meshaka WE, Andreadis PT, Mazzotti FJ, Romagosa CM, Hart KR. 2012. Severe mammal declines coincide with proliferation of invasive Burmese pythons in Everglades National Park. Proceedings of the National Academy of Sciences **109**: 2418- 2422.

- Dove CJ, Snow RW, Rochford MR, Mazzotti FJ. 2011. Birds consumed by the invasive Burmese python (*Python molurus bivittatus*) in Everglades National Park, Florida, USA. *The Wilson Journal of Ornithology* **123**: 126-131.
- Feng AYT, Himsforth CG. 2014. The secret life of the city rat: A review of the ecology of urban Norway and black rats (*Rattus norvegicus* and *Rattus rattus*). *Urban Ecosystems* **17**:149–162.
- Fritts TH, Rodda GH. 1998. The role of introduced species in the degradation of island ecosystems: a case history of Guam. *Annual Review of Ecology and Systematics* **29**:113–140.
- Gesplan. 2013. Action A5: Análisis de la densidad de *Gallotia stehlini*. LIFE 10 NAT/ES/565 Control de la especie invasora *Lampropeltis getula californiae* en Gran Canaria.
- Gesplan. 2015a. Action A5: Análisis de la densidad de *Gallotia stehlini*. LIFE 10 NAT/ES/565 Control de la especie invasora *Lampropeltis getula californiae* en Gran Canaria.
- Gesplan. 2015b. Informe de la acción C5 obtención de parámetros ecológicos mediante radiotracking. LIFE 10 NAT/ES/565 Control de la especie invasora *Lampropeltis getula californiae* en Gran Canaria.
- Gesplan. 2015c. Action E3: informe de seguimiento: memoria agosto 2015. LIFE 10 NAT/ES/565 Control de la especie invasora *Lampropeltis getula californiae* en Gran Canaria.
- Gesplan. 2016. Plan post-LIFE de comunicación y conservación. LIFE 10 NAT/ES/565 Control de la especie invasora *Lampropeltis getula californiae* en Gran Canaria.
- Glennie R, Buckland ST, Thomas L. 2015. The effect of animal movement on line transect estimates of abundance. *PLoS ONE* **10**: e0121333.
- González-Castro A, Calviño-Cancela M, Nogales M. 2014. Comparing seed dispersal effectiveness by frugivores at the community level. *Ecology* **96**: 808-818.

- Hubbs B. 2009. Common kingsnakes: a natural history of *Lampropeltis getula*. Tricolor Books, EEUU. 436 pp
- Kraus F. 2015. Impacts from invasive reptiles and amphibians. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics **46**:75–97.
- Krebs CJ. 1999. Ecological Methodology, 2nd ed. Benjamin Cummings, California. 624 pp.
- Lomolino MV. 2005. Body size evolution in insular vertebrates: generality of the island rule. Journal of Biogeography **32**: 1683-1699.
- López-Darias M, Nogales M. 2016. Raptors as legitimate secondary seed dispersers of weed seeds. Ibis **158**: 428-432.
- Lorenzo J (ed.). 2007. Atlas de las aves nidificantes en el archipiélago Canario. Dirección General de Protección de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid. 520 pp.
- Lovich R, Hayes WK, Mushinsky H, Rodda G. 2012. Transect surveys, including line distance. pp. 227-234. In: McDiarmid RW, Foster MS, Guyer C, Gibbons JW, Chernoff N (eds.). Reptile biodiversity: standard methods for inventory and monitoring. University of California Press, California.
- Lowe S, Browne M, Boudjelas S, De Poorter M. 2004. 100 of the world's worst invasive alien species: A selection from the Global Invasive Species Database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN). Hollands Printing, New Zealand. 12pp.
- Mace G, Masundire H, Baillie J. 2010. Biodiversity. In: Hassan R, Scholes R, Ash N. Ecosystems and well-being: current state and trends, Vol. 1. pp 77-123. Island Press, London.
- Mateo JA, Ayres C, López-Jurado LF. 2011. Los anfibios y reptiles naturalizados en España: Historia y evolución de una problemática creciente. Boletín de la Asociación Herpetológica Española **22**: 2–42.
- Martín A, Lorenzo JA. 2001. Aves del archipiélago Canario. Francisco Lemus Editor, San Cristóbal de La Laguna. 787 pp.

- Nogales M, Heleno R, Rumeu B, González-Castro A, Traveset A, Vargas P, Olesen JM. 2016. Seed-dispersal networks on the Canaries and the Galápagos archipelagos: interaction modules as biogeographical entities. *Global Ecology and Biogeography* **25**: 912-922.
- Nogales M, González-Castro A, Marrero P, Bonnaud E, Traveset A. 2013. Contrasting selective pressures on seed traits of to congeneric species by their main native guilds of dispersers on islands. *PloS One* **8**: e63266.
- Nogales M, Nieves C, Illera JC, Padilla DP, Traveset A. 2005. Effect of native and alien vertebrate frugivores on seed viability and germination patters of *Rubia fruticosa* (Rubiaceae) in the eastern Canary Islands. *Functional Ecology* **19**: 429-436.
- Nogales M, Padilla DP, Nieves C, Illera JC, Traveset A. 2007. Secondary seed dispersal systems, frugivorous lizards and predatory birds in insular volcanic badlands. *Journal of Ecology* **95**: 1394-1403.
- Olesen JM, Valido A. 2003. Lizards as pollinators and seed dispersers: an island phenomenon. *Trends in Ecology and Evolution* **18**: 177–181.
- Padrón B, Nogales M, Traveset A, Vilà M, Martínez-Abraín A, PAdilla DP, Marrero P. 2011. Integration of invasive *Opuntia* spp. by native and alien seed dispersers in the Mediterranean area and the Canary Islands. *Biological Invasions* **13**: 831-844.
- Pérez-Méndez N, Jordano P, García C, Valido A. 2016. The signatures of Anthropocene defaunation: cascading effects of the seed dispersal collapse. *Scientific Reports* **6**: e24820.
- Pérez-Méndez N, Jordano P, Valido A. 2017. Persisting in defaunated landscapes: reduced plant population connectivity after seed dispersal collapse. *Journal of Ecology* **106**: 936-947.
- Pinya S, Carretero M. 2011. THe Balearic herpetofauna: a species update and a review of the evidence. *Acta Herpetologica* **6**: 59-80.
- Pocock MJO, Searle JB, White PCL. 2004. Adaptations of animals to commensal habitats: Population dynamics of house mice *Mus musculus domesticus* on farms. *Journal of Animal Ecology* **73**: 878–888.

- Pyron RA, Burbrink FT. 2009. Systematics of the common kingsnake (*Lampropeltis getula*; Serpentes: Colubridae) and the burden of heritage in taxonomy. *Zootaxa* **32**: 22-32.
- R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rodda GH, Campbell EW. 2002. Distance sampling of forest snakes and lizards. *Herpetological Review* **33**: 271–274.
- Rodríguez-Caro RC, Oedekoven CS, Gracia E, Anadon JD, Buckland ST, Esteve-Selma MA, Martinez J, Gimenez A. 2017. Low tortoise abundances in pine forest plantations in forest-shrubland transition areas. *PLoS ONE* **12**: e0173485.
- Rodríguez-Rodríguez MC, Jordano P, Valido A. 2013. Quantity and quality components of effectiveness in insular pollinator assemblages. *Oecologia* **173**: 179-190.
- Rogers HS, Buhle ER, HilleRisLambers J, Fricke EC, Miller RH, Tewksbury JJ. 2017. Effects of an invasive predator cascade to plants via mutualism disruption. *Nature Communications* **8**: e14557.
- Rogner M. 1992. Zur Herpetofauna der Kanarischen Inseln. 5. Gran Canaria. *Aquarium* **279**: 35-38.
- Ruiz De Infante Anton J, Rotger A, Igual JM, Tavecchia G. 2013. Estimating lizard population density: an empirical comparison between line-transect and capture-recapture methods. *Wildlife Research* **40**: 552–560.
- Sala OE et al. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* **287**: 1770–1774.
- Salvador A, Pleguezuelos JM. 2002. Reptiles españoles: identificación, historia natural y distribución. Canseco Editores SL, Talavera de la Reina. 493 pp.
- Sax DF, Gaines SD. 2008. Species invasions and extinction: the future of native biodiversity on islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **105 S**: S11490–S11497.
- Silva-Rocha I, Salvi D, Sillero N, MAtéo JA, Carretero MA. 2015. Snakes on the

- balearic islands: An invasion tale with implications for native biodiversity conservation. *PloS ONE* **10**: e0121026.
- Šidák Z. 1967. Rectangular confidence regions for the means of multivariate normal distributions. *Journal of the American Statistical Association* **62**: 626-633.
- Smith M, Cogger H, B T, Maple D, Boland C, Napier F, Detto T, Smith P. 2012. An oceanic island reptile community under threat: the decline of reptiles on Christmas Island, Indian Ocean. *Herpetological Conservation and Biology* **7**: 206–218.
- Thomas L, Buckland ST, Rexstad EA, Laake JL, Strindberg S, Hedley SL, Bishop JRB, Marques TA, Burnham KP. 2010. Distance software: Design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* **47**: 5–14.
- Valido A, Nogales M. 1994. Frugivory and seed dispersal by the lizard *Gallotia galoti* (Lacertidae) in a xeric habitat of the Canary Islands.pdf. *Oikos* **70**: 403–411.
- Valido A, Nogales M. 2003. Digestive ecology of two omnivorous Canarian lizard species. *Amphibia-Reptilia* **24**: 331–344.
- Valido A, Nogales M, Medina FM. 2003. Fleshy fruits in the diet of Canarian lizards *Gallotia galloti* (Lacertidae) in a xeric habitat of the island of Tenerife. *Journal of Herpetology* **37**: 741-747.
- Valido A, Rodríguez-Rodríguez MC, Jordano P. 2010. Interacciones entre plantas y polinizadores en el parque nacional del Teide: consecuencias ecológicas de la introducción masiva de la abeja domñestica (*Apis mellifera*, Apidae). *Proyectos de investigación en parques nacionales: 2007-2010*. pp. 205-231.
- Van Damme R, Bauwens D, Verheyen R. 1991. The thermal dependence of feeding behaviour, food consumption and gut-passage time in the lizard *Lacerta vivipara* Jacquin. *Functional Ecology* **5**: 507–517.
- Vernet R, Baez M. 1995. Comparative water fux and daily energy expenditure of lizards of the genus *Gallotia* (Lacertidae) from the Canary Islands.

Amphibia-Reptilia **16**: 55–66.

Wanger TC, Motzke I, Furrer SC, Brook BW, Gruber B. 2008. How to monitor elusive lizards: comparison of capture – recapture methods on giant day geckos (Gekkonidae, *Phelsuma madagascariensis grandis*) in the Masoala rainforest exhibit, Zurich Zoo. Ecological Research **24**: 345–354.

Zuur AF, Leno EN, Walker NJ, Saveliev AA, Smith GM. 2011. Mixed effects models and extensions in ecology with R. In: Dietz K, Gail M, Samet JM, Singer B, Tsiatis A. Statistics for Biology and Health. Springer, New York. 600 pp.

Anexo I. Delimitación del área de prospección y determinación del número de muestreos en las localidades de trabajo

En cada una de las zonas de trabajo (*zona norte*, *zona centro* y *zona sur*), se determinó el área ocupada por *Lampropeltis californiae* en las *áreas experimentales* utilizando el paquete informático QGIS Essen v. 2.14.2 (QGIS Development Team, <https://www.qgis.org/en/site/>). Para ello, se aplicó un *buffer* de 200 m, equivalente al área de campeo media estimada para esta especie en la isla (Gesplan 2015), a cada punto de captura de la serpiente de los registrados hasta ahora por LIFE+ *Lampropeltis*¹ (actualizado hasta septiembre 2017). Posteriormente, se determinó el polígono mínimo convexo que contenía todos estos puntos, incluidos los 200 m de *buffer* de cada uno (Fig. S1, Fig. S2, Fig. S3). Debido al elevado número de capturas de serpientes existentes en la *zona centro*, para esta *zona* sólo se utilizaron los puntos de captura que distaban menos de 300 m entre sí. Una vez calculada el área ocupada por las serpientes en las *áreas experimentales* se delimitó un área similar en las *áreas control*.

Para el cálculo del número de *muestreos a distancia* y de localidades *SECR* se utilizó como zona de partida la *zona centro*. Utilizando las ortofotografías del área, se calculó el número de muestreos de cada tipo que podían ser establecidos en base a los siguientes criterios: (1) los muestreos debían estar separados una distancia de ≈ 100 m (mínimo 70 m) entre sí, (2) debían realizarse en zonas con vegetación natural, y (3) debían evitar en la medida de lo posible la influencia antrópica (carreteras, edificaciones, etc.); además, en las *áreas control*, (4) los muestreos debían situarse a una distancia mínima de 450 m de cualquier punto de captura de *L. californiae*. Una vez calculado el número de muestreos a ubicar en la *zona centro*, se calculó el número de muestreos a realizar en las zonas restantes de modo que fueran proporcionales al área ocupada por cada una de ellas.

¹ <https://www.lifelampropeltis.com/index.php/capturas/capturas-2>

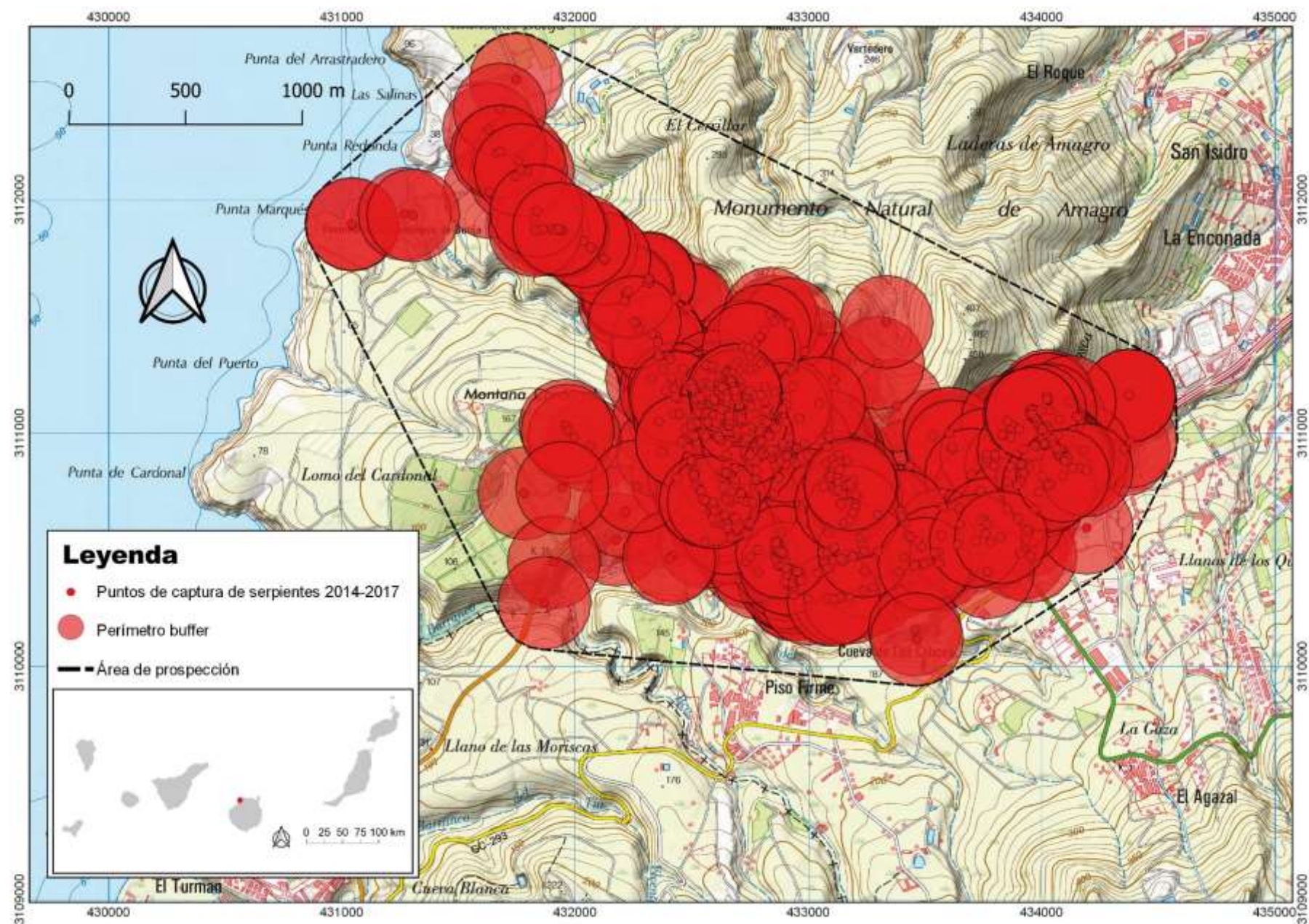


Fig. S1. Área de prospección del área experimental de la Zona Norte.

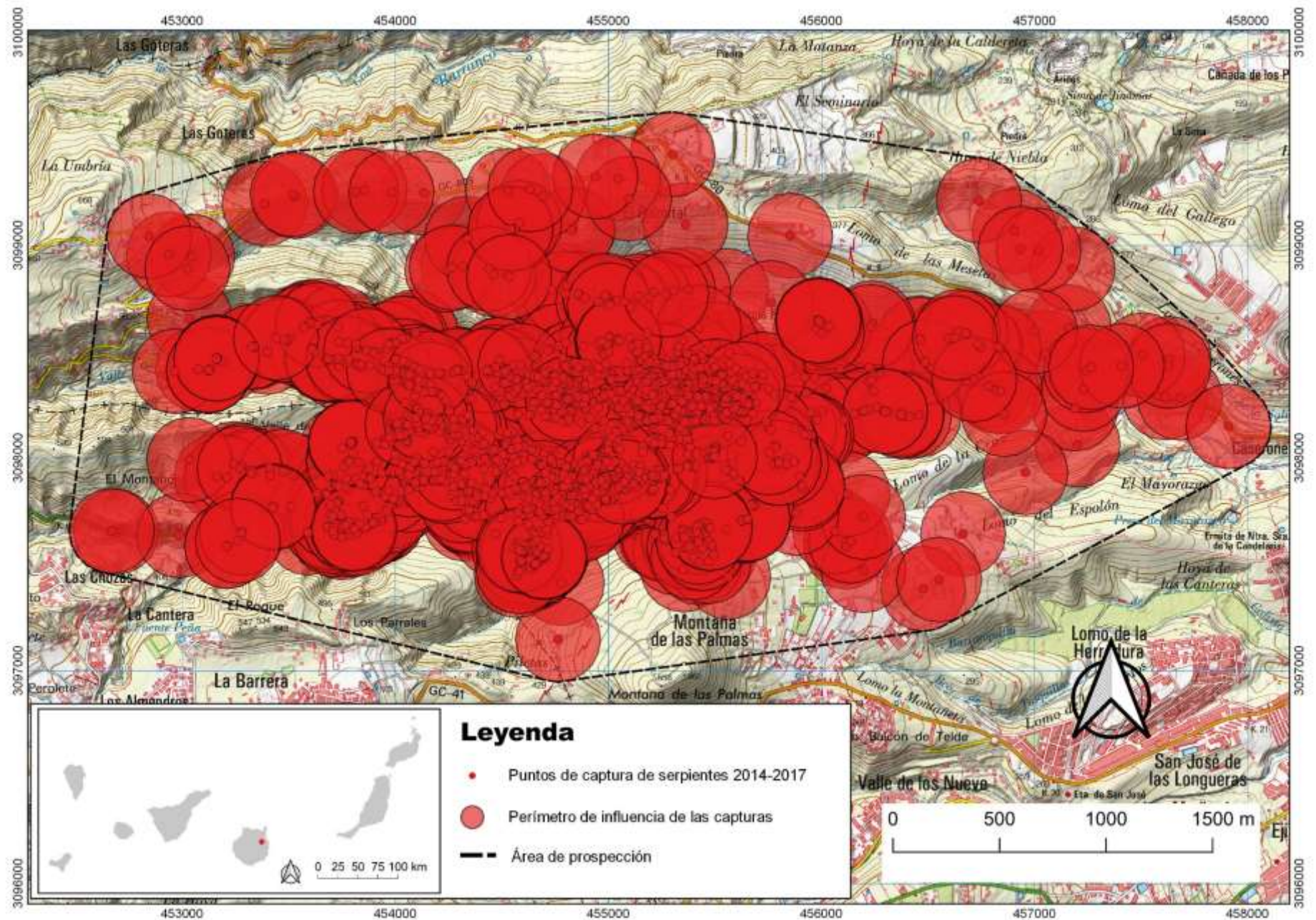


Fig. S2. Área de prospección del área experimental de la Zona Centro.

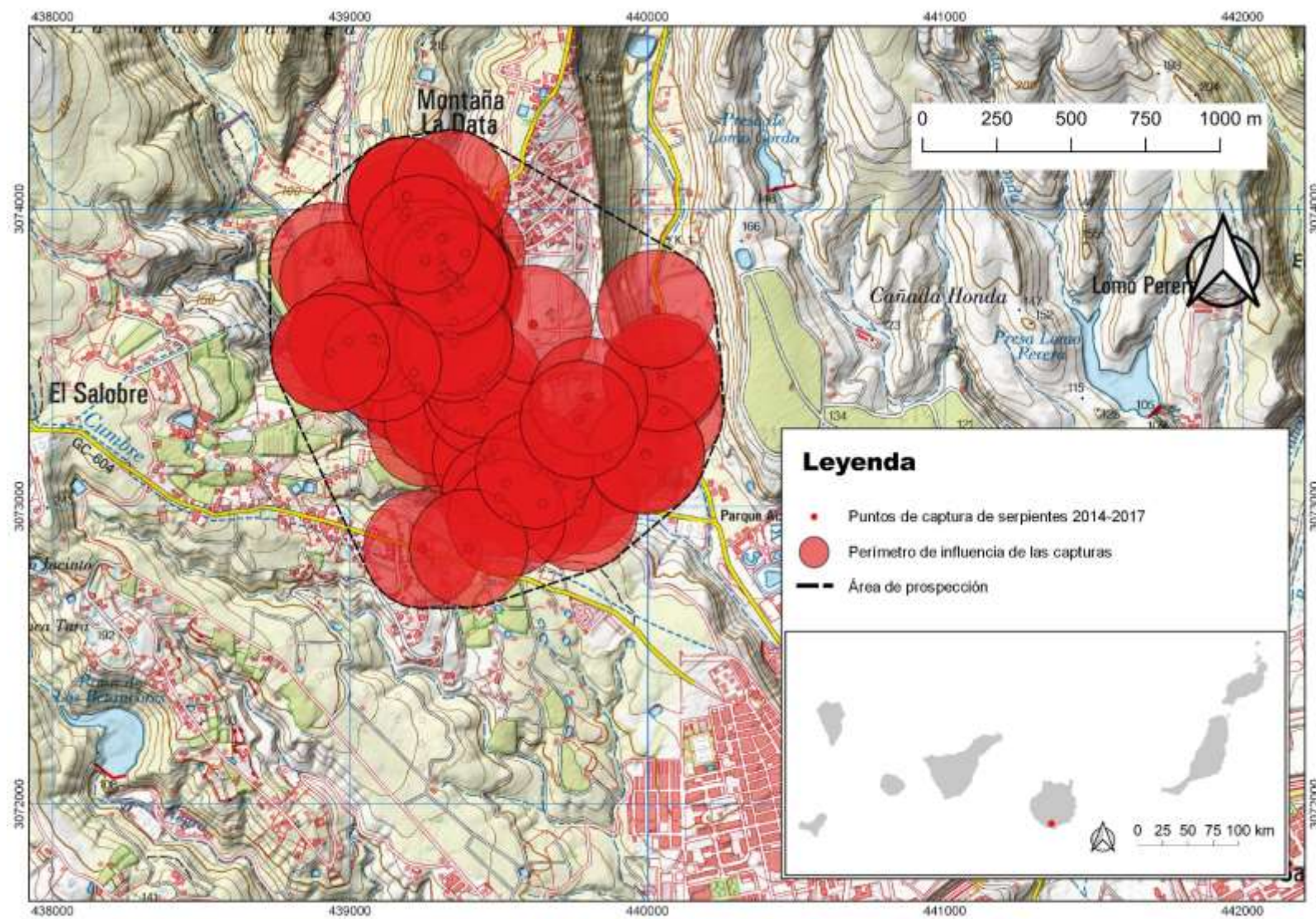


Fig. S3. Área de prospección del *área experimental* de la Zona Sur.

