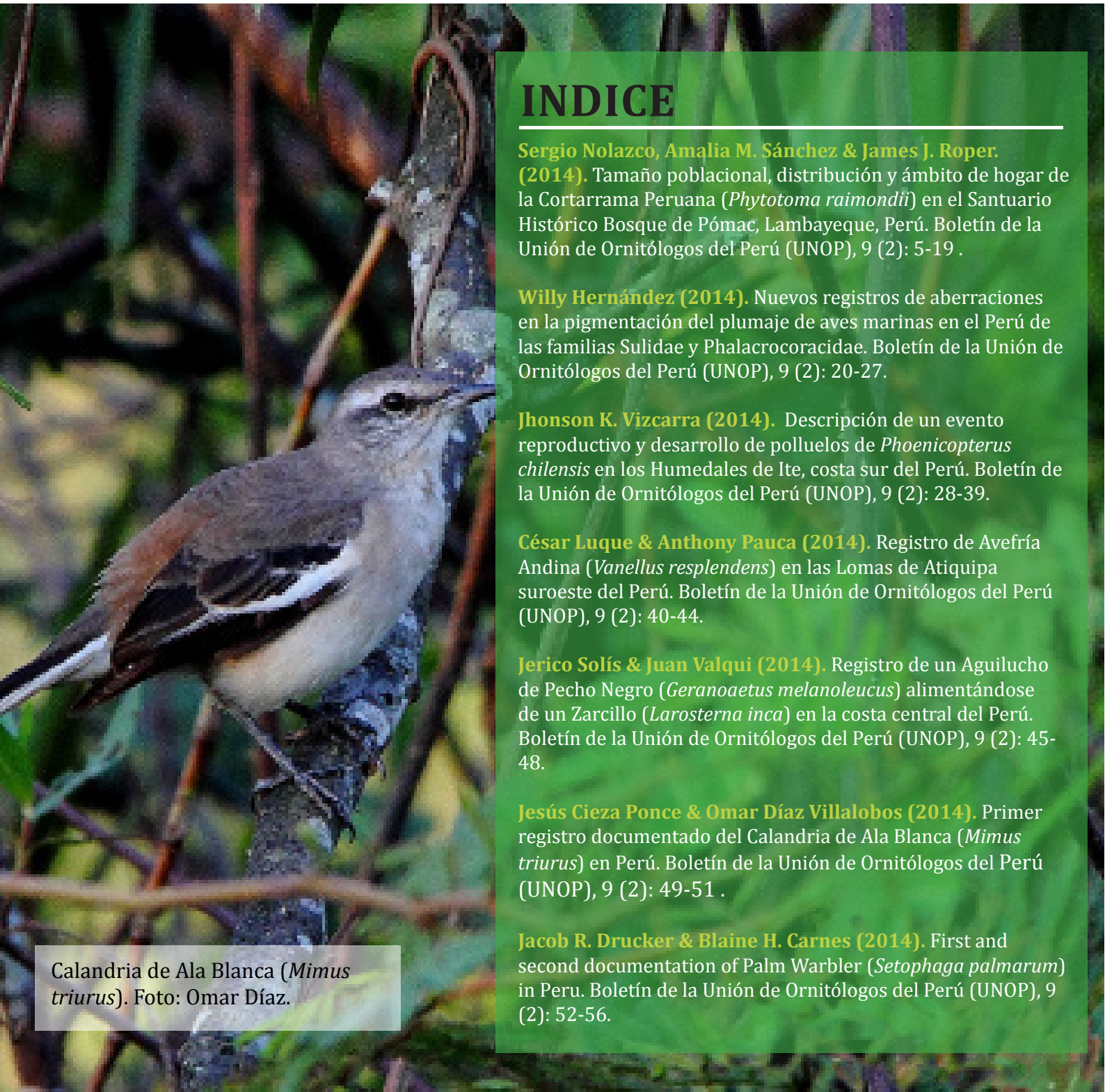
Vol. 9 Número 02 - 2014

Unión de Ornitólogos del Perú

UNOP Boletín

https://sites.google.com/site/boletinunop/



Calandria de Ala Blanca (*Mimus triurus*). Foto: Omar Díaz.

INDICE

Sergio Nolazco, Amalia M. Sánchez & James J. Roper. (2014). Tamaño poblacional, distribución y ámbito de hogar de la Cortarrama Peruana (*Phytotoma raimondii*) en el Santuario Histórico Bosque de Pómac, Lambayeque, Perú. Boletín de la Unión de Ornitólogos del Perú (UNOP), 9 (2): 5-19 .

Willy Hernández (2014). Nuevos registros de aberraciones en la pigmentación del plumaje de aves marinas en el Perú de las familias Sulidae y Phalacrocoracidae. Boletín de la Unión de Ornitólogos del Perú (UNOP), 9 (2): 20-27.

Jhonson K. Vizcarra (2014). Descripción de un evento reproductivo y desarrollo de polluelos de *Phoenicopterus chilensis* en los Humedales de Ite, costa sur del Perú. Boletín de la Unión de Ornitólogos del Perú (UNOP), 9 (2): 28-39.

César Luque & Anthony Pauca (2014). Registro de Avefría Andina (*Vanellus resplendens*) en las Lomas de Atiquipa suroeste del Perú. Boletín de la Unión de Ornitólogos del Perú (UNOP), 9 (2): 40-44.

Jerico Solís & Juan Valqui (2014). Registro de un Aguilucho de Pecho Negro (*Geranoaetus melanoleucus*) alimentándose de un Zarcillo (*Larosterna inca*) en la costa central del Perú. Boletín de la Unión de Ornitólogos del Perú (UNOP), 9 (2): 45-48.

Jesús Cieza Ponce & Omar Díaz Villalobos (2014). Primer registro documentado del Calandria de Ala Blanca (*Mimus triurus*) en Perú. Boletín de la Unión de Ornitólogos del Perú (UNOP), 9 (2): 49-51 .

Jacob R. Drucker & Blaine H. Carnes (2014). First and second documentation of Palm Warbler (*Setophaga palmarum*) in Peru. Boletín de la Unión de Ornitólogos del Perú (UNOP), 9 (2): 52-56.

Tamaño poblacional, distribución y ámbito de hogar de la Cortarrama Peruana (*Phytotoma raimondii*) en el Santuario Histórico Bosque de Pómac, Lambayeque, Perú

Sergio Nolazco[1], Amalia M. Sánchez[2] & James J. Roper[3]

[1] Centro de Ornitología y Biodiversidad (CORBIDI)
Calle Sta. Rita 105 Oficina 202, urb. Huertos de San Antonio, Surco, Lima, Perú.

[2] Universidad Nacional de Piura, Facultad de Ciencias, Escuela de Biología
Urb. Miraflores s/n, Castilla, Piura.

[3] Universida de Vila Velha
CP 19034, Curitiba, PR, Brasil, 81531-980.

Autor para correspondencia: Sergio Nolazco <sergio_atm55@hotmail.com>

RESUMEN

La estimación de parámetros poblacionales para especies amenazadas es crucial para la ejecución de prácticas adecuadas de conservación que conlleven a la recuperación y mantenimiento de las mismas. La Cortarrama Peruana (*Phytotoma raimondii*) es una especie en peligro y restringida al noroeste del Perú, de la que se conoce muy poco respecto a su tamaño poblacional, patrones de distribución y ámbito de hogar. En este estudio se estiman estos importantes parámetros para la especie dentro del área natural protegida Santuario Histórico Bosque de Pómac, uno de los últimos lugares que alberga a sus mayores concentraciones y la única localidad en donde se encuentra protegida. Se estimó una población de 488 Cortarramas adultas y además se identificó patrones de distribución local ligados a importantes recursos vegetales como el Canutillo (*Grabowskia boerhaaviaefolia*) y Algarrobo (*Prosopis pallida*). Los ámbitos de hogar estimados para parejas fueron de 1.6 a 2.5 ha para la temporada reproductiva y de 2.4 a 3.8 ha para la temporada no reproductiva, aproximándose un área de uso anual de 2.8 a 4 ha. La información resultante es esencial para la implementación de medidas urgentes para preservar la especie, las cuales deben estar enfocadas en la restauración del hábitat y en la delimitación de áreas de protección estricta

Palabras claves: Santuario Histórico Bosque de Pómac, *Phytotoma raimondii*, *Grabowskia boerhaaviaefolia*, *Prosopis pallida*, muestreo por distancia, contornos de Kernel.

ABSTRACT

Estimating population parameters for threatened species is crucial to establish good conservation practices to recover and preserve them. The Peruvian Plantcutter (*Phytotoma raimondii*) is an endangered species restricted to northwestern Peru for which little is known about its population size, distribution patterns, and home range.

In this study we estimate those important parameters for this species inside the protected area Santuario Histórico Bosque de Pómac, one of its last strongholds and the only site where it is actively protected. We estimated a population size of 488 adults with local distribution patterns being linked to the important plant resources Canutillo (*Grabowskia boerhaaviaefolia*) and Algarrobo (*Prosopis pallida*). Home ranges of mating pairs were estimated to be 1.6 to 2.5 ha for the breeding season and 2.4 to 3.8 ha for the non-breeding season, with an estimated annual area of 2.8 to 4 ha. The resulting information is essential for the implementation of urgent measures to preserve the species, which need to be concentrated on habitat restoration and delimitation of areas for strict protection.

Key words: Santuario Histórico Bosque de Pómac, *Phytotoma raimondii*, *Grabowskia boerhaaviaefolia*, *Prosopis pallida*, distance sampling, Kernel contours.

INTRODUCCIÓN

La Cortarrama Peruana (*Phytotoma raimondii*) (Aves, Cotingidae) es una especie herbívora y endémica del Perú en peligro de extinción (BirdLife International 2014). La principal causa de su actual estado de amenaza es la pérdida de hábitat, debido principalmente al sobrepastoreo, quema, tala para leña y producción de carbón y a la conversión de tierras en campos agrícolas (Kirwan & Green 2012). Su distribución se restringe a pequeñas agregaciones poblacionales dentro de ecosistemas secos del noroeste peruano y circunscritas a la EBA (Endemic Bird Area) Región Tumbesina (Collar *et al.* 1992, Best & Kessler 1995, Flanagan *et al.* 2009, Sánchez *et al.* 2012). La fuerte agregación de sus poblaciones remanentes y la ausencia de las mismas en algunos ambientes aparentemente apropiados para su establecimiento han sugerido la dependencia hacia algunos recursos vegetales muy específicos, cuya importancia, tanto para la alimentación como para la reproducción, vienen siendo revelados en estudios recientes (Rosina & Romo 2012, Nolazco & Roper 2013, Liñán & Nolazco 2013).

No obstante, es necesario realizar estudios más amplios sobre los indicadores de la calidad de hábitat que determinarían su ocupación espacio-temporal y el grado de conectividad entre sus poblaciones. Además de la investigación en otros aspectos elementales relacionados a su dinámica poblacional, tales como tasas de supervivencia y éxito reproductivo, patrones de distribución local, ámbitos de hogar y cálculos de tamaño poblacional confiables. Estos últimos son aspectos que en conjunto permitirán un adecuado planeamiento y ejecución de prácticas de conservación que conlleven a la recuperación y mantenimiento de las poblaciones de esta especie y de su entorno.

El Santuario Histórico Bosque de Pómac (SHBP) es un área natural protegida por el Estado Peruano (SERNANP 2011), conocida por albergar una de las poblaciones remanentes más grandes de *P. raimondii*. Asimismo, es el único lugar en donde se encuentra activamente protegida por patrullajes diarios que contrarrestan actividades que afectan la supervivencia de la especie, principalmente la tala ilegal. Por estas razones, consideramos que el SHBP es un área de investigación prioritaria, en donde resultaría muy factible la ejecución de medidas de manejo urgentes, sustentadas por los resultados que se desprendan de las investigaciones. Este estudio contribuye a este aspecto a través de la estimación de su tamaño poblacional, así como a través de la identificación de patrones de distribución y del cálculo de los ámbitos de hogar de parejas reproductivas dentro del SHBP.

MATERIALES Y MÉTODOS

Zona de estudio

El SHBP tiene una extensión de 5887.38 hectáreas y está ubicado en el noroeste del Perú, en el departamento de Lambayeque (6°28'25"S, 79°46'35"O, 70 m). El clima es cálido con temperaturas que promedian los 33.1°C durante la temporada más calurosa del año (febrero-marzo), una escasa precipitación anual de 107.8 mm3, cuyos valores más altos se concentran entre los meses de marzo y abril; y periodos de extrema sequía, normalmente de junio a noviembre, los cuales pueden extenderse a periodos anuales. Ocasionalmente, se presenta el fenómeno climatológico ENSO, durante el cual se producen fuertes precipitaciones con valores máximos registrados de hasta 1449.5 mm3 (SERNANP 2011). El terreno es árido y en su mayor extensión llano a ondulante. La vegetación es típica del bosque seco ecuatorial con una dominancia de las especies arbóreas Algarrobo (*Prosopis pallida*) (Fabaceae) y Sapote (*Colicodendron scabridum*) (Capparaceae) y el arbusto Vichayo (*Capparis avicennifolia*) (Capparaceae).

En el año 2001, el SHBP fue invadido ilegalmente, lo que afectó un 25% del total del área por tala, utilización de tierras para actividades agrícolas y ganaderas, construcción de viviendas, trochas y senderos para comercialización de productos, etc. En el año 2009 se desalojó a los invasores (ProNaturaleza 2010, SERNANP 2011).

Cálculo del tamaño poblacional

Se realizó conteos sistemáticos usando transectos lineales en base a la metodología de muestreo por distancia (Buckland *et al.* 2001). Los transectos fueron distribuidos paralelamente, distanciados cada 500 m, con el fin de cubrir la mayor cantidad de área dentro del SHBP, evitando a su vez posibles repeticiones en la detección de individuos. Todos los recorridos fueron conducidos por un solo observador, Sergio Nolazco (SN), entre las 6:00 y 10:00 horas a una velocidad de cerca de 1.5 km/h, entre el 14 de enero y el 01 de marzo de 2011. Este periodo coincidió con la temporada reproductiva de la especie, que va de diciembre a abril (Flanagan & Millen 2008, Rosina y Romo 2010, 2012, Nolazco & Roper 2013), pudiéndose extender hasta mayo (S. Nolazco obs. pers. en el distrito de Ascope, departamento de La Libertad).

Durante la temporada reproductiva, la frecuencia de vocalizaciones es mayor, lo cual permite contar con un modelamiento de la probabilidad de detección más confiable, debido al mayor tamaño posible de muestra. Para cada detección se identificó el sexo y edad (adulto / juvenil) y se determinó las distancias perpendiculares al transecto usando un distanciómetro láser (Nikon Callaway LR550). Las distancias de registros auditivos sin confirmación visual desde el transecto fueron determinadas localizando la posición del ave por acercamiento, asegurando que esta no se desplazara de su posición original de detección.

Conociendo *a priori* las bajas probabilidades de presencia de la especie en zonas con alta cobertura arbórea y en zonas de vegetación muy rala dentro del SHBP (S. Nolazco obs. pers.), no se optó por un muestreo estratificado para el análisis estadístico. Sin embargo, se clasificó la vegetación en dosel dominante (dosel arbóreo parcialmente cerrado), vegetación mixta (dominancia de sotobosque con dosel abierto) y vegetación rala (escasos árboles y/o arbustos muy dispersos); lo que permitió especificar para cada detección el tipo de vegetación, de modo que se pudiera identificar variaciones a consecuencia de datos provenientes de estratos con distintas probabilidades de detección. Mediante modelos para curvas de probabilidad de detección, se estimó el tamaño poblacional usando el programa

Distance v.6.0 (Thomas *et al.* 2010).

Para proceder al cálculo se truncó entre el 5-10% de los datos más distantes, eliminando así obvios "outliers" y se seleccionó manualmente los intervalos de distancia para los datos en el histograma de frecuencias. Además, se realizó una prueba de bondad de ajuste $\chi 2$, para asegurar la calidad de nuestros datos en relación a los modelos; y se seleccionó el mejor de estos, en base al criterio de información de Akaike (AIC; Buckland *et al.* 2001). Finalmente, para evitar un sesgo positivo en el intervalo de confianza por la fuerte distribución agregada de las detecciones, se realizó el cálculo de la varianza de la tasa de encuentro bajo el esquema de pos-estratificación con estratos sobrepuestos hechos en base a pares de transectos adyacentes (Fewster *et al.* 2009). En los resultados preliminares de este estudio, presentados por Nolazco y Roper (2011), no se tomó en cuenta este detalle, por lo cual se obtuvo intervalos de confianza muy amplios.

Determinación de patrones de distribución

Las ubicaciones de las Cortarramas desde los transectos lineales que se utilizó para el cálculo del tamaño poblacional, fueron también aprovechadas para conocer la distribución espacial de la especie dentro del SHBP. Las observaciones ocasionales no fueron incluidas en la representación gráfica de la distribución, debido a la esperada influencia de diferencias en el esfuerzo a comparación del muestreo sistemático. Pese a esto, dicha información fue tomada en consideración para descripciones generales sobre la utilización de ambientes disímiles a aquellos en los que resultaba común observar a la especie. Del mismo modo, las observaciones ocasionales de dieta hechas en visitas periódicas y el seguimiento de parejas en territorios fueron considerados para describir aspectos complementarios ligados al uso del área.

A pesar de que para el análisis del tamaño poblacional se clasificó el tipo de vegetación para cada detección, consideramos necesario obtener una imagen a escala global de la distribución de la vegetación respecto al patrón de distribución de la especie, la misma que además podría servir como una guía complementaria para el planeamiento del manejo y de la restauración del hábitat dentro del SHBP. Como primer paso se seleccionó cinco cuadrantes bien definidos (30 x 30 m) por cada tipo de vegetación, denominados en la sección anterior como vegetación de tipo dosel dominante, mixto y ralo. Estos sirvieron como parámetros de clasificación para el análisis basado en cobertura de tipo densa, semidensa y rala, respectivamente. Utilizando una imagen Landsat 7 ETM de fecha 17 de agosto de 2001 (descargada del sitio web <glovis.usgs.gov> con resolución espacial de c. 30 m), se realizó un análisis de máxima verosimilitud a lo largo de todo el ámbito del área con el programa ENVI 4.5 (Exelis Inc., Virginia, Estados Unidos). Para el análisis se consideró las siete bandas, incluyendo la segunda banda termal. El mapa de cobertura vegetal resultante fue editado en el programa Arcview 3.3 (ESRI, California, Estados Unidos).

Aunque la imagen disponible fue hecha a tan solo unos meses de haber sido invadida el área, esta ya mostraba amplias zonas impactadas por agricultura hacia el sector central este del área. Pese a esto, el análisis es válido, pues nos permite identificar el patrón de la vegetación por cobertura a gran escala. En un estudio conducido por ProNaturaleza (2010) se puede observar cómo progresivamente y durante la invasión, diversas áreas al noreste del SHBP fueron transformadas en tierras agrícolas, algunas de las cuales se encontraban en un proceso de regeneración natural e intercaladas por parches de matorrales

remanentes al momento de ser realizado el presente estudio.

Cálculo del ámbito de hogar

Se calculó ámbitos de hogar para cinco machos adultos —cada uno con su respectiva pareja— elegidos aleatoriamente y marcados con anillos de aluminio anodizados de colores para su identificación individual (3.5 mm de diámetro interno; Porzana Ltd., East Sussex, Reino Unido). Se consideró únicamente al macho para el seguimiento, debido a que es éste quien protege y delimita el área de uso de la pareja (Nolazco & Roper 2011). Durante el año 2011, fueron marcadas un mínimo de 30 ubicaciones por cada macho, tanto durante la temporada reproductiva (febrero-abril), así como durante la temporada no-reproductiva (agosto-octubre). Asimismo, para asegurar la independencia de los datos, estos fueron colectados de manera secuencial entre individuos y cada dos a tres días. Además, todas las ubicaciones fueron georeferenciadas usando un GPS (Garmin 60CSx) y marcadas con cinta biodegradable (Presco Products Co., Texas, Estados Unidos), siendo consideradas únicamente aquellas que correspondieran a una planta distinta y a una distancia no menor a seis metros entre estas para evitar probables repeticiones.

Se empleó el método no paramétrico de Kernel fijo con validación cruzada de mínimos cuadrados (Silverman 1986, Seaman & Powell 1996) para aproximar los ámbitos de hogar (contornos de Kernel al 95%) y las áreas núcleo (contornos de Kernel al 50%) usando el programa Arcview 3.3 y la extensión Animal Movement 2.04 (Hooge & Eichenlaub 1997). El método de cálculo y el tamaño muestral mínimo fueron seleccionados según lo recomendado en el estudio comparativo de Seaman *et al.* (1999). No obstante, se construyeron curvas de incremento para los estimados de ámbito de hogar, las cuales determinaron si nuestro tamaño muestral fue el adecuado. Este sencillo método de análisis descrito por R. Kenward (2001), se basa en que el estimado del ámbito de hogar suele incrementarse con el tamaño muestral hasta que este alcanza una estabilización o "saturación muestral". Se asume que a partir de ese momento solo ocurrirían incrementos ligeros con la adición de nuevas muestras, debido a excursiones ocasionales del animal, sin embargo, para ese momento ya se habría obtenido un estimado razonable del área que este usa en el corto plazo.

RESULTADOS

Tamaño poblacional

Se detectó la presencia de 76 Cortarramas adultas (73 machos y 3 hembras) en el recorrido sistemático de c. 84 km, conformado por 25 transectos de distancias variables (Fig. 1a). Las evidentes diferencias de detección entre sexos se debieron a que los machos adultos vocalizan intensamente y a que se posicionan en la parte más alta de árboles y arbustos para delimitar su territorio; mientras que las hembras suelen desplazarse de manera silenciosa entre el follaje. No se registró individuos jóvenes desde los transectos, debido a que estos no cuentan con territorios establecidos y a que el comportamiento exhibido fue similar al de las hembras.

El 87% de las detecciones fueron inicialmente auditivas y en todas las ocasiones en las que se requirió confirmación visual, las aves permanecieron vocalizando desde una misma percha el tiempo necesario para registrar dichas observaciones de manera visual.

Aunque todas las detecciones coincidieron únicamente con vegetación mixta, un 90% correspondió a cobertura semidensa y solo un 10% a vegetación densa, según el análisis

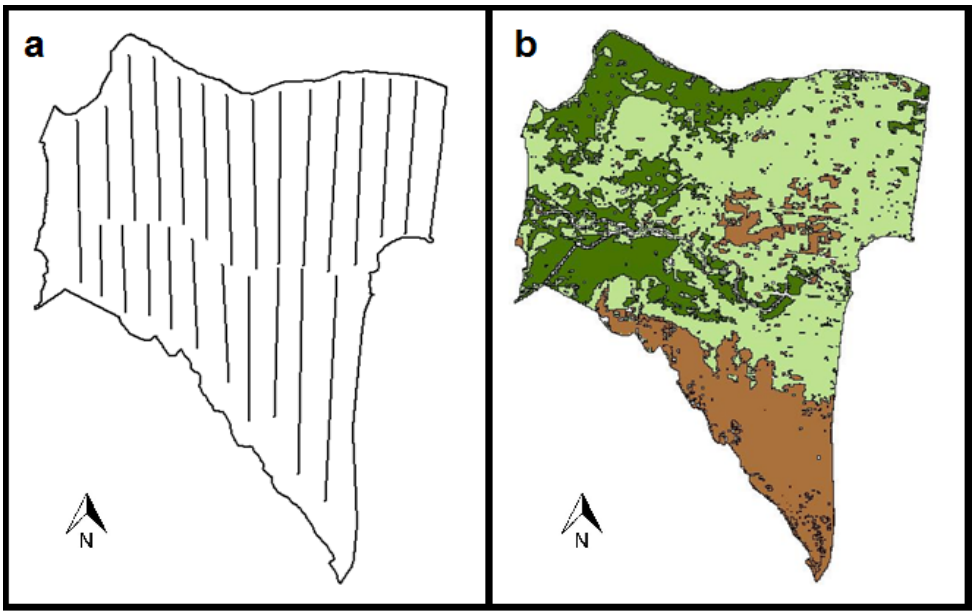


Figura 1: Esquematización del muestreo por transectos lineales (a) y esquematización del análisis por imágenes Landsat (b), en donde son representados los tipos de cobertura según la siguiente leyenda: ralo ●, semidenso ● y denso ●.

de imágenes Landsat. Pese a las esperadas diferencias en la probabilidad de detección a distancias equivalentes entre diferentes tipos de cobertura, se concluyó que estas no serían significativas para las observaciones de machos adultos, debido a que las características básicas del sotobosque con árboles dispersos se mantuvieron para todas las detecciones, así como se mantuvo el comportamiento de las aves en este tipo vegetación. La única diferencia fue que este 10% de los datos correspondió a una zona reducida (parte norte del polígono 1, Fig. 2) que contó con un sotobosque más denso; y que el análisis de imágenes Landsat lo incluyó dentro de una misma categoría conjuntamente con el dosel dominante.

Por las evidentes diferencias en la probabilidad de detección entre sexos y edades y por el consecuente déficit de detecciones, tanto para individuos jóvenes como para hembras adultas desde los transectos, solo se pudo obtener estimaciones de abundancia por el método de muestreo por distancia para machos adultos. Los datos de machos adultos fueron truncados arbitrariamente a una distancia de 232 m (n = 67), para evitar la multimodalidad en el histograma a causa de pilas formadas por las detecciones más alejadas y asegurar así la robustez del estimado. De esta manera, se estimó un total de 244 machos adultos (IC 95% = 185-322) para el total del área protegida bajo el modelo más parsimonioso ajustado

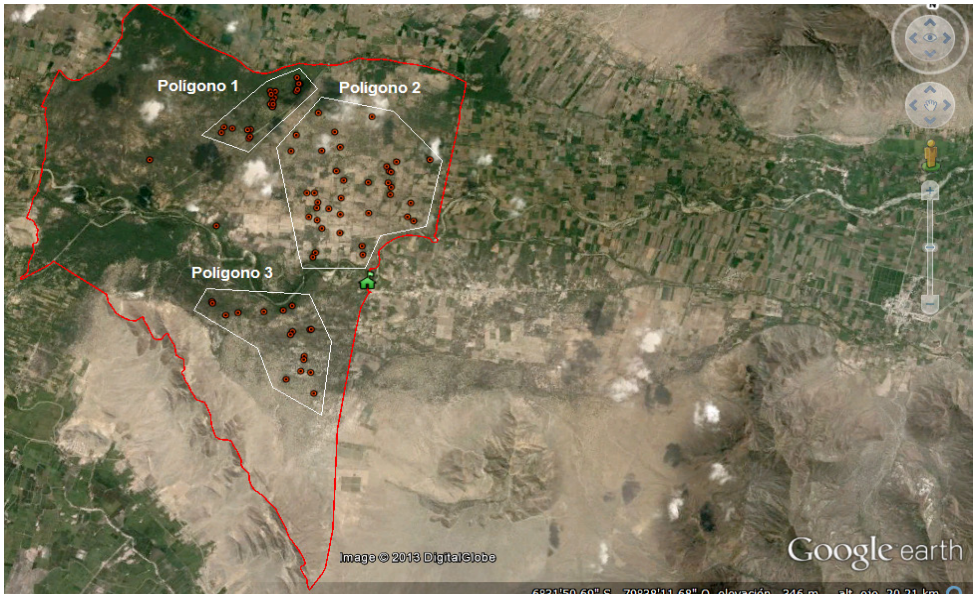


Figura 2: Ubicaciones de detección de Cortarramas desde transectos lineales (puntos rojos). El ícono verde está posicionado sobre el centro de interpretación del SHBP, acceso este. Los polígonos de contorno blanco ilustran las principales áreas de concentración de la especie. Fuente de la imagen: Google Earth (descargado el 15/04/2013).

a la curva de probabilidad de detección —uniforme con dos parámetros coseno—, valor intermedio a otros estimados con modelos de AIC cercanos (Fig. 3, Tabla 1). Aunque las hembras no alcanzaron un mínimo de muestra para este análisis, se asumió una proporción de sexos equitativa, por lo cual se calculó un total de 488 individuos adultos para el SHBP. Este supuesto se basó en visitas a los focos de concentración de Cortarramas, en los que se observó siempre que los machos adultos estaban con pareja.

Distribución poblacional

Las Cortarramas se distribuyeron de modo agregado, principalmente en tres polígonos hacia el este, presentando núcleos fragmentados por extensas áreas alteradas por las actividades agrícolas, producto de las invasiones en años recientes. Estas zonas, en donde aún se observa surcos agrícolas, se encuentran distribuidas en el polígono de mayor amplitud y cantidad de Cortarramas registradas (polígono 2, Fig. 2), conteniendo espacios arrasados y otros compuestos casi exclusivamente por Vichayos o Sapotes de baja altura y en donde no se detectó a la especie. Todos los registros de individuos adultos desde transectos fueron encontrados en lugares con vegetación mixta, compuesta por un sotobosque arbustivo, caracterizado típicamente por los arbustos Vichayo y Canutillo, así como por árboles de Algarrobo dispersos a manera de matorral.

Los individuos adultos conformaron territorios en pareja, únicamente en sectores con presencia del arbusto Canutillo, del cual aprovechaban hojas, flores y frutos. Aunque otros recursos alimentarios como el Algarrobo, el Sapote y el Vichayo también estuvieron presentes de manera dominante, algunos territorios carecían de uno o más de éstos. Otras plantas en las cuales se observó incidencias de alimentación de algún producto por parte de Cortarramas fueron el Faique (*Vachellia macracantha*) y los arbustos Suelda con Suelda (*Psittacanthus chanduyensis*), Chope (*Cryptocarpus pyriformis*) y Cuncun (*Vallesia glabra*), las cuales se encontraban de manera ocasional en la mayoría de territorios. En ambientes adyacentes con ausencia de Canutillo, incluyendo vegetación rala a densa de tipo dosel dominado por Algarrobo, solo se tuvo observaciones casuales de juveniles sin territorios y en aparente actividad de dispersión. Estos se movilizaban de manera solitaria o en grupos de dos a tres —probablemente de una misma nidada— y se alimentaban intensamente de hojas de Algarrobo.

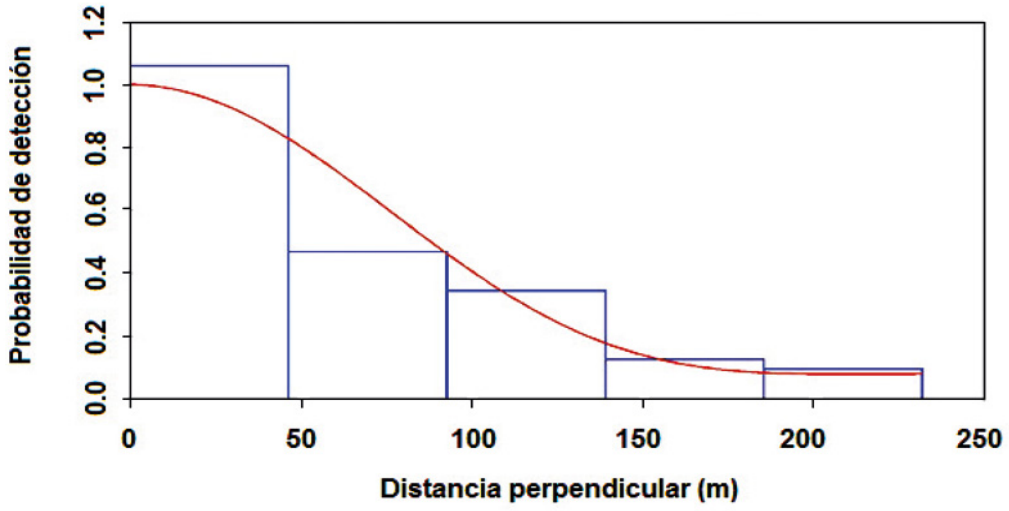


Figura 3: Curva de la probabilidad de detección para machos adultos (modelo uniforme + 2-parámetros coseno).

Tabla 1

Modelo					Prueba de ajuste				IC 95%		
Función	**Serie de expansión**	**No. parámetros**	**AIC**	**AICc**	χ^2	***df***	***p***	**Estimado**	**LI**	**LS**	**%CV**
Uniforme	Coseno	2	687.48	687.67	2.4	2	0.3	**244**	185	322	15.97
Semi-normal	Coseno	2	687.61	687.80	1.8	2	0.4	**274**	201	375	15.74
Semi-normal	—	1	689.54	689.60	3	2	0.2	**224**	173	292	13.13

Tabla 1: Estimaciones del tamaño poblacional de machos adultos y sus respectivos intervalos de confianza al 95% para los tres modelos más apropiados en base al criterio de información de Akaike (AIC). Se incluye el criterio de segundo orden AICc para muestras reducidas (n< 20q, donde n es el número de muestras y q es el número de parámetros; Buckland *et al.* 2001). Con valores de n mayores como en el presente estudio (n = 67), ambos criterios pueden ser usados y sus valores tienden a converger.

La mayor parte del área, en donde se obtuvo >80% del total de detecciones desde los transectos, contó con una cobertura semidensa y sensible a condiciones climáticas adversas. Esto se evidenció por observaciones casuales durante el final del verano de 2012, cuando la especie Canutillo sufrió una depredación inusual y masiva de hojas por orugas (Insecta, Sphingidae) y una subsecuente abscisión foliar, situación que no ocurrió para el resto de recursos alimentarios. A finales de marzo de 2012 y tras un repentino cese de las precipitaciones semanas atrás, ya se había generado una explosión demográfica de esfíngidos que se alimentaban intensamente de hierbas anuales que habían proliferado en todo el ámbito del SHBP. El corte tan abrupto e inesperado de las lluvias trajo consigo la muerte de las hierbas anuales y esta plaga sustituyó esta fuente de alimento por hojas de Canutillo. Tras este evento, casi la totalidad de parejas adultas que habitaban en vegetación semidensa se retiraron, quedando únicamente algunos volantones y juveniles a los que se les observó alimentándose frecuentemente de hojas de Algarrobo.

El polígono 2 fue el sector más afectado y en donde no se observó un solo adulto remanente, encontrándose tres nidos abandonados; en dos de los cuales se halló pichones muertos cerca al nido, de unos 10 a 11 días de nacidos; y en el restante, se encontró dos pichones de unos cuatro días aún agonizando en el suelo al pie del nido. No fue hasta el mes de junio en que la zona afectada fue repoblada por parejas adultas tras el rebrote foliar masivo del Canutillo.

La única zona que no fue afectada severamente y en donde el Canutillo mantuvo sus hojas e incluso otros productos como flores y frutos, se ubicó hacia el norte del polígono 1 (Fig. 2). La vegetación en esta zona se clasificó como densa según el análisis de imágenes Landsat, debido a que el sotobosque era más cerrado, sin transformación agrícola reciente (en contraste con la mayoría de la vegetación clasificada como densa que según el análisis coincidía con áreas de dosel dominante y sotobosque pobre, ampliamente distribuidas a ambos lados del río Lercanlech y hacia el norte del área adyacente al caserío Ojo de Toro; Fig. 1b). En esta área se concentraron las parejas que abandonaron las demás zonas, lo que trajo consigo frecuentes enfrentamientos y el establecimiento de nuevos territorios entre fines de marzo y abril de 2012.

Ámbito de hogar

Los territorios de cada pareja anillada cubrieron la totalidad de sus ámbitos de hogar respectivos, siendo estos intensamente defendidos solo por los machos. El comportamiento exhibido incluyó vocalizaciones constantes durante el día (entre las 6:00 y 18:00 horas, aproximadamente) desde perchas altas de árboles y arbustos, observándose ataques solo cuando otra Cortarrama ingresaba. La fuerte presión por la ocupación de los territorios también se evidenció durante algunas capturas, en las que bastaron unos minutos mientras se tomaba datos y se marcaban parejas (o únicamente al macho), para que machos de territorios contiguos ya se encontrasen vocalizando dentro del territorio de dicha pareja. Las hembras de parejas con territorios establecidos no mostraron un comportamiento agresivo ante machos intrusos. Sin embargo, se observó enfrentamientos ocasionales de hasta cuatro parejas en las que ambos sexos participaron en lugares donde previamente no reportamos territorios de parejas y que probablemente habrían sido recientemente desocupados por causas desconocidas. No se observó en ninguna ocasión que individuos solitarios fuesen territoriales.

De las cinco parejas anilladas, solo una fue reemplazada por una pareja sin anillar por causas desconocidas, por lo que no se pudo obtener datos de la temporada no reproductiva para esta pareja. Los ámbitos de hogar calculados para la temporada reproductiva fueron de 1.6 a 2.5 ha (media ± DE: 2.0 ± 0.4), mientras que para la temporada no reproductiva se evidenció un incremento hacia afuera de los contornos de entre 51% a 56%, con cálculos entre 2.4 a 3.8 ha (media ± DE: 2.9 ± 0.6; Tabla 2, Fig. 4). Considerando el perímetro total conformado por los ámbitos de hogar de ambas temporadas para cada pareja y excluyendo a la reemplazada, se obtuvo valores anuales de entre 2.8 a 4 ha (media ± DE: 3.1 ± 0.6). En la temporada no reproductiva, las áreas de ampliación del ámbito de hogar correspondieron principalmente a sectores contiguos con presencia de Sapote (*Colicodendron scabridum*). La floración del Sapote coincide con esta temporada y las flores fueron el único recurso de esta planta que fue aprovechado por las Cortarramas, las cuales fueron observadas alimentándose intensamente de los pistilos y estambres.

Tabla 2

Pareja ID	No. detecciones	Temporada reproductiva		Temporada no reproductiva		Global
		50%	95%	50%	95%	Área perimetral
1	30	0.25	1.72	0.99	2.66	2.76
2	30	0.28	1.59	0.64	2.44	2.78
3	30	0.26	2.55	1.66	3.84	3.99
4	31	0.37	2.41	—	—	—
5	30	0.43	1.74	0.34	2.71	2.84

Tabla 2: Estimaciones de las áreas núcleo (contornos de Kernel al 50%) y ámbitos de hogar (contornos Kernel al 95%) por pareja y temporada. Se incluye además los valores globales en base al cálculo del área perimetral formada por los ámbitos de hogar de ambas temporadas (en hectáreas).

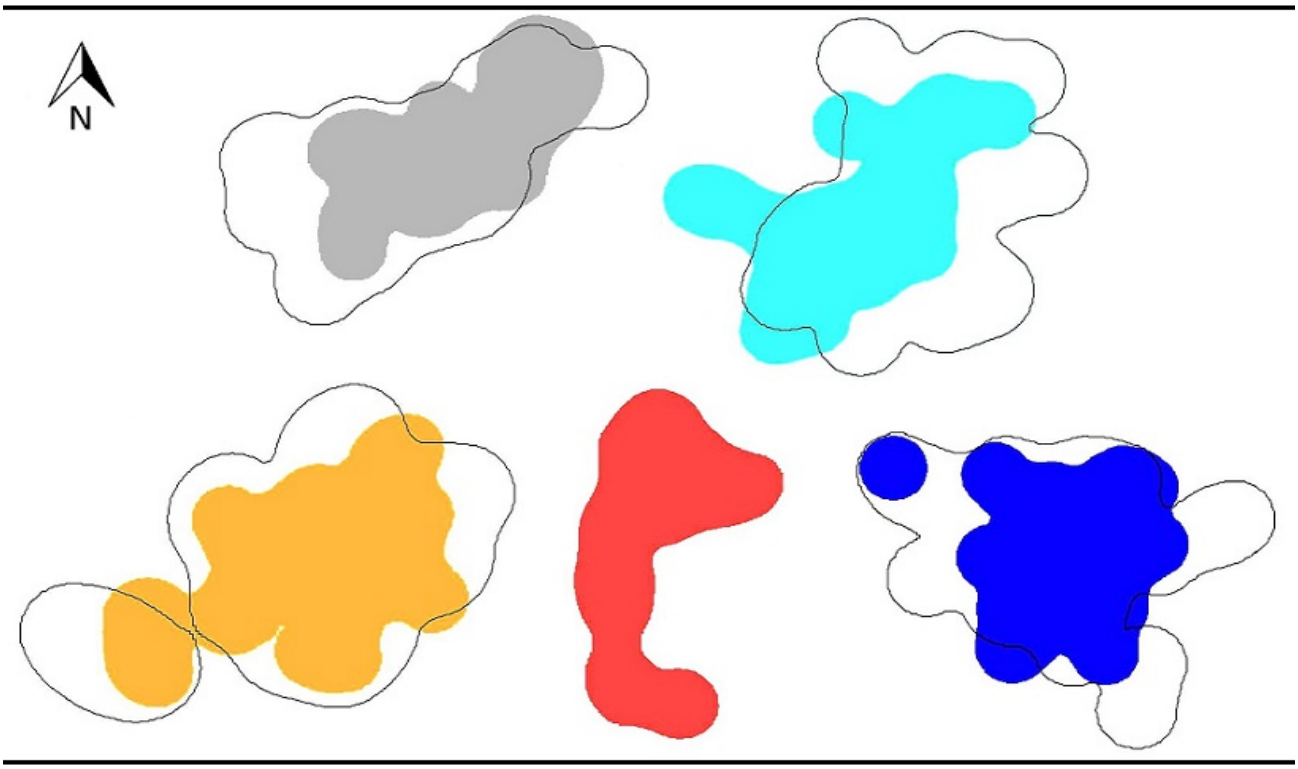


Figura 4: Ámbitos de hogar (contornos de Kernel al 95%) de parejas anilladas: pareja 1 ●, pareja 2 ●, pareja 3 ●, pareja 4 ●, pareja 5 ●, Los polígonos con relleno de color corresponden al ámbito de hogar calculado para la temporada reproductiva; y aquellos sin relleno corresponden a la temporada no reproductiva. La pareja 4 no cuenta con datos para la temporada no reproductiva por haber sido reemplazada durante ese periodo por una pareja no anillada.

Las curvas de incremento muestral para ámbitos de hogar por pareja y por temporada alcanzaron una cierta estabilización en torno a las 16 muestras, por lo que se puede concluir que el muestreo fue suficiente para obtener valores que solo variarían ligeramente si se aumentase el número de observaciones y sin una aparente tendencia hacia el incremento (Fig. 5). Los valores más elevados en base a las primeras ubicaciones de algunas parejas se debieron al comportamiento característico de estas aves; las cuales suelen desplazarse diariamente por todo el territorio, generando en ocasiones contornos de Kernel iniciales muy sobreestimados (Fig. 5).

Las áreas núcleo calculadas para la temporada reproductiva fueron de 0.25 a 0.43 ha (media ± DE: 0.32 ± 0.08) y de 0.34 a 1.7 ha (media ± DE: 0.91 ± 0.57) para la temporada no reproductiva (Tabla 2). De las cuatro parejas de las que se obtuvo datos para ambas temporadas, tres nidificaron durante la evaluación, presentando una reducción en un 56% a 85% del área núcleo durante esa temporada; mientras que la pareja restante tuvo una respuesta inversa con un incremento del 21% de su área núcleo para la temporada reproductiva. Al igual que en el caso del ámbito de hogar, no hubo una dislocación por temporada para las áreas núcleo, sino solo incrementos o reducciones respecto a sus contornos. Además de los nidos activos, todos los nidos antiguos hallados eventualmente estaban siempre localizados dentro de las áreas núcleo. Asimismo, aunque no se observó reutilización de nidos, las Cortarramas solían sustraer ocasionalmente material de nidos antiguos durante la construcción de los nuevos nidos.

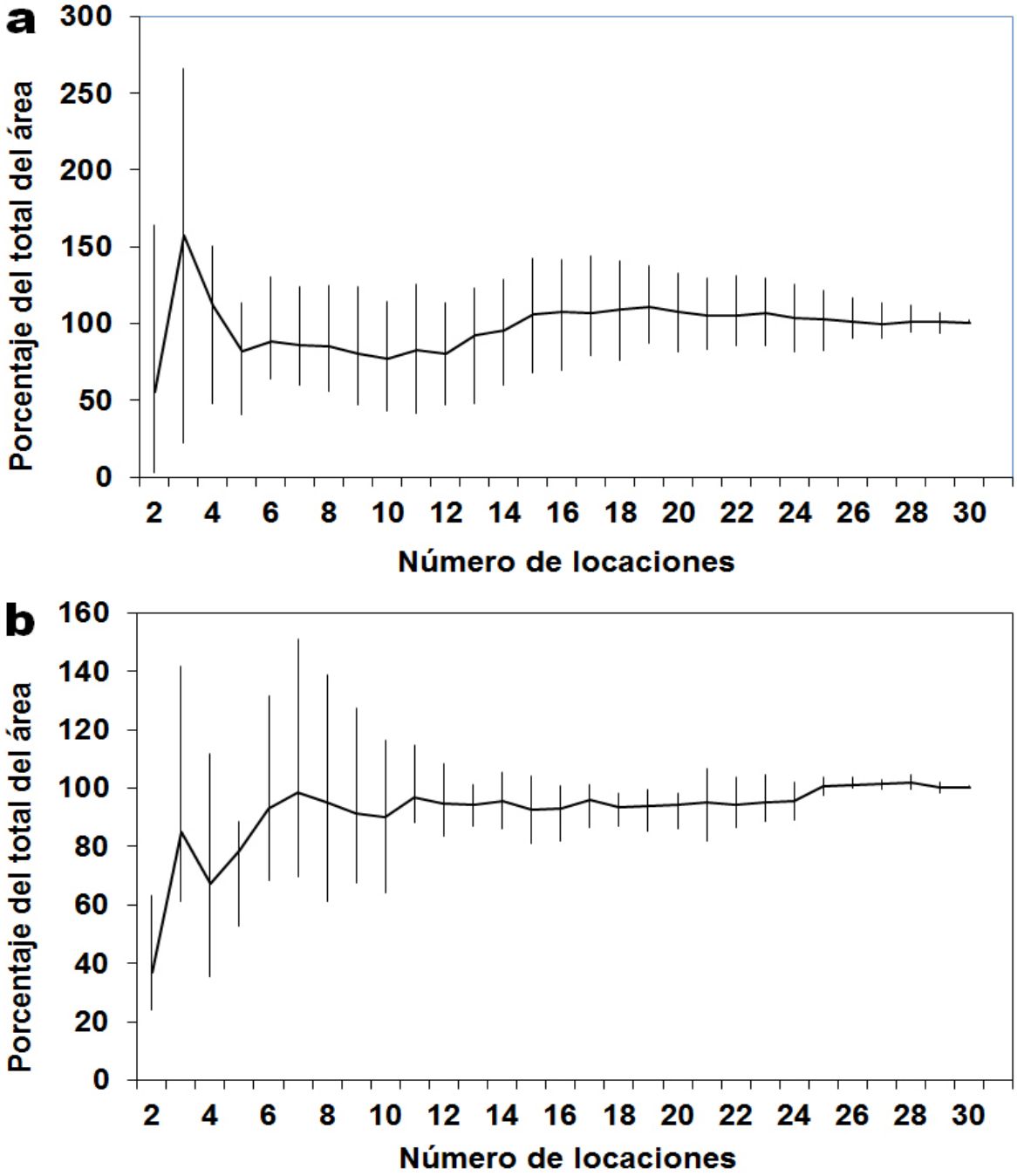


Figura 5: Análisis del incremento muestral en el que se ilustran las curvas como porcentajes del total del área calculada (contornos de Kernel al 95% con n ubicaciones), respecto al número de ubicaciones para cada temporada (a: reproductiva, b: no reproductiva). La línea horizontal se basa en las medias de los valores del ámbito de hogar de las parejas para cada número de ubicaciones a partir del mínimo requerido (n= 2); mientras que las líneas verticales representan los valores mínimos y máximos.

DISCUSIÓN

Con una población estimada de 488 Cortarramas adultas para el SHBP, la población total del área, incluyendo juveniles, estaría superando ampliamente los 500 individuos. Lamentablemente, los juveniles resultaron muy difíciles de detectar desde transectos y consideramos que su estimación en base al método de muestreo empleado es muy remota. A diferencia del cálculo del número de hembras adultas, hecho en base al supuesto de que existe una proporción sexual 1:1 y al hecho de que los machos adultos suelen estar ya establecidos en territorios compuestos por la pareja, cualquier aproximación alternativa para individuos jóvenes resultaría muy inexacta por el momento.

Recomendamos que se realice estudios para la estimación confiable de tamaños poblacionales, empezando por las áreas destacadas por ser las de mayor concentración y así obtener una imagen más exacta del tamaño poblacional global de la especie, ya que solo se cuenta en la actualidad con un tanteo aproximado de entre 1000 a 2500 individuos, de los cuales 670 a 1600 serían maduros (BirdLife International 2014). Del mismo modo, se requiere monitorear las variaciones cuantitativas en el tiempo y evaluar sus posibles causas, para así poder identificar poblaciones en mayor riesgo y de esta manera intensificar las acciones locales de conservación.

La distribución local de las Cortarramas en el SHBP restringe a parejas reproductivas a las áreas de matorral, concentrándolas al lado este, principalmente a zonas en torno a áreas de recuperación dentro del polígono 2 (Fig. 2). Como hemos observado, la distribución dispersa de agrupaciones de parejas de Cortarramas en este polígono corresponde al impacto que generaron las actividades de los invasores y que se desarrollaron específicamente en dicho sector denominado localmente como "Palería" (ProNaturaleza 2010). Existen grandes extensiones de áreas que fueron utilizadas previamente para la agricultura y que presentan formaciones de tipo chaparral dominadas por Vichayo y/o Sapote; que pese a ser recursos utilizados por la especie (Nolazco & Roper 2011, Liñán & Nolazco 2013), cuentan con productos de consumo típico que están únicamente disponibles por temporada. Este es uno de los factores que estaría limitando el establecimiento de territorios permanentes.

Sin embargo, otros recursos observados —como el Algarrobo— que sugieren una preferencia dentro de la dieta (Nolazco & Roper 2011, Liñán & Nolazco 2013), además de ofrecer productos de consumo más frecuente y permanente como son las hojas, tampoco aseguran el establecimiento de territorios. Esto se evidenció cuando el declive localizado del recurso Canutillo, trajo consigo el abandono de territorios, pese a la perduración de los demás recursos. En consecuencia, consideramos al Canutillo como recurso indispensable en el actual escenario del SHBP para el mantenimiento de la especie. Además, el Canutillo es sumamente importante porque sería un recurso indispensable para la construcción de nidos dentro del SHBP (Nolazco & Roper 2013) y aparentemente también en otras localidades (p. ej. Rosina & Romo 2010, 2012). Por esta razón, todo programa de repoblamiento forestal que se lleve a cabo en el ámbito del SHBP y principalmente en torno al área de recuperación, debe incluir la plantación y el mantenimiento de este recurso fundamental, más aún cuando la Cortarrama es un objeto de conservación de interés prioritario en dicha área protegida (SERNANP 2011).

Afortunadamente, este no sería el único recurso indispensable a lo largo del rango de distribución de la Cortarrama. En otras poblaciones, el Pial (*Scutia spicata*) (p. ej. distrito de Ascope, departamento de la Libertad; Nolazco *et al.* en prep.) y probablemente el Realengo (*Maytenus octogona)* (ej. Zona Reservada de Illescas, departamento de Piura; S. Nolazco obs. pers.), estarían reemplazando al Canutillo, tanto como recursos indispensables para el establecimiento de territorios, así como para la reproducción. Ambas especies están presentes también en el SHBP, aunque son muy escasas y están ausentes en la mayoría de sitios con presencia de Cortarrama.

Recomendamos que estas especies vegetales sean incluidas también en programas de restauración, luego de la realización de estudios pilotos para evaluar su factibilidad de propagación. Adicionalmente, es posible que posean una mejor resistencia a eventos desfavorables de carácter climatológico. El repoblamiento en conjunto de estas plantas clave incrementaría la probabilidad de permanencia en territorios por parte de la Cortarrama, como lo han observado Liñán & Nolazco en Talara, departamento de Piura (2013), en donde la selección de consumo de los recursos Canutillo y Pial varió de acuerdo a su disponibilidad estacional.

Por otro lado, el SHBP, bajo un manejo enfocado en la restauración y protección estricta de zonas de concentración de Cortarramas, tiene posibilidades bastante favorables para mantener la viabilidad poblacional de la especie, más aún, si se incrementase la capacidad de carga por medio del aumento del hábitat disponible. Con ámbitos de hogar de parejas reproductoras que no superan las cuatro hectáreas, existen muchas áreas de matorral y chaparral que podrían ser manejadas para promover el establecimiento de nuevos territorios.

Asimismo, se le debe dar prioridad a zonas en donde ya existen otras especies de plantas que sean de uso frecuente en la dieta de la especie, tales como Algarrobo, Sapote o Vichayo. Además, sabiendo que durante la nidificación se hace uso de un área núcleo muy reducida, se debe también considerar como zonas para la restauración a las áreas con presencia actual de recursos y no solo aquellas que están severamente afectadas. Esto, con el fin no solo de acelerar el proceso de recolonización, sino de incrementar las probabilidades de nidificación.

Finalmente, recalcamos la importancia de mantener la conectividad local y regional en base a la protección del Algarrobo, ya que como hemos observado, aunque no es un recurso que asegure la permanencia de Cortarramas y que incluso está ausente en algunos territorios en otras localidades (Ascope; Nolazco *et al.* en prep.), es aprovechado intensamente por juveniles e individuos solitarios que aún no establecen territorios. Por ende, se sugiere que su presencia permite el flujo genético entre poblaciones. Con lo expuesto, resulta urgente que las medidas enfocadas a la conservación de esta especie y de su entorno incluyan una perspectiva más integrada y efectiva que asegure la preservación de la biodiversidad única en la región, bajo un esquema avalado por estudios enfocados en las especies en mayor riesgo y la identificación de indicadores de la calidad de sus respectivos hábitats.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Association of Field Ornithologists (AFO) por financiar este estudio (Premio Skutch 2011) y a las organizaciones Idea Wild y American Birding Association (programa Birders' Exchange) por la donación de equipos.

También extendemos un agradecimiento especial a CORBIDI por su apoyo institucional y por la donación de anillos. Agradecemos también a Marco Robles por el análisis de imágenes y a Angélica Rodríguez y Edwin Sánchez por su apoyo en campo. Finalmente, agradecemos al jefe del SHBP, Vicente Cortéz y a los guardaparques por brindarnos su apoyo y facilitarnos sus instalaciones para el trabajo de campo. Se agradece también al Comité Editorial del Boletín UNOP por las correcciones hechas al manuscrito.

LITERATURA CITADA

Best B.J. & M. Kessler. (1995). Biodiversity and conservation in Tumbesian Ecuador and Peru. BirdLife International, Cambridge, UK, pp. 1-218.

BirdLife International (2014). Species factsheet: *Phytotoma raimondii*. <http:// www.birdlife.org> Fecha de consulta: 02/01/2014.

Buckland S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers D.L. & L. Thomas. (2001). Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford, UK, pp. 1-432.

Collar N.J., Gonzaga, L.P., Krabbe, N., Madroño, A., Naranjo, L.G., ParkerT.A. & D. Wege. (1992). Threatened birds of the Americas: The ICBP and IUCN Red Data Book. International Council for Bird Preservation, Cambridge, UK, pp. 1-1150.

Fewster R.M., Buckland, S.T. Burnham, K.P., Bochers, D.L., Jupp, P.E., Laake J.L. & L. Thomas. (2009). Estimating the encounter rate variance in distance sampling. Biometrics, 65(1): 225-236.

Flanagan J.N.M. & B. Millen.(2008). First nest and egg records of Peruvian plantcutter *Phytotoma raimondii*, by O. D. Boggs. Bulletin of the British Ornithologists' Club, 128(4): 271.

Flanagan, J.N.M., Engblom, G., Franke, I., Valqui, T. & F. Angulo. (2009). Distribution of the Peruvian Plantcutter *Phytotoma raimondii* (Passeriformes: Cotingidae). Revista Peruana de Biología, 16(2): 175-182.

Hooge P. N. & B. Eichenlaub.(1997). Animal movement extension to arcview ver. 1.1.Alaska Science Center - Biological Science Office, U.S. Geological Survey, Anchorage, AK, USA.

Kenward, R. (2001). A manual for wildlife radio tagging. Academic Press, UK, pp. 1-311.

Kirwan G.M. & G. Green. (2012). Cotingas and Manakins. Princeton University Press, Princeton, NJ, USA, pp. 1-624.

Liñán E. & S. Nolazco. (2013). Selección de recursos alimentarios por dos parejas de Cortarrama Peruana (*Phytotoma raimondii*) en Talara, Piura. Boletín de la Unión de Ornitólogos del Perú (UNOP), 8 (2): 16 – 24.

Nolazco S. & J. J. Roper. (2011). Estimando parámetros poblacionales de la amenazada CortarramaPeruana (*Phytotoma raimondii*) en el Santuario Histórico Bosque de Pómac. Memorias del IX Congreso de Ornitología Neotropical – VIII Congreso Peruano de Ornitología.

Nolazco S. &J. J. Roper. (2013). Descriptive note of reproduction in the Peruvian plantcutter (*Phytotoma raimondii*) in the Bosque de Pómac Historical Sanctuary, Lambayeque, Perú. Boletín de la Unión de Ornitólogos del Perú (UNOP), 8 (2): 6 - 13.

ProNaturaleza. (2010). Recuperación del territorio del Santuario Histórico Bosque de Pómac. Proyecto: "Gestión participativa para la conservación y el desarrollo sostenible de los bosques secos del Santuario Histórico Bosque de Pómac (SHBP) y su Zona de Amortiguamiento (ZA) - II FASE", Perú, pp. 1-38.

Rosina M. & M. Romo. (2010). Hallazgo de dos nidos activos de *Phytotoma raimondii*, Taczanowski, 1883, Cortarrama Peruana. Revista Peruana de Biología, 17(2): 257-259.

Rosina M. y M. Romo. (2012). Reproducción y alimentación de *Phytotoma raimondii*, Cortarrama Peruana en El Gramadal, Ancash. Revista Peruana de Biología, 19(2): 167-163.

Sánchez C., Saucier, J.R., Benham, P.M., Lane, D.F., Gibbons, R.E., Valqui, T., Figueroa, S.A., Schmitt, C.J., Sánchez, C., Schmidt, B.K., Milenski, C.M., García-Bravo, A. & D. García-Olaechea. (2012). New and noteworthy records from northwestern Peru, Department of Tumbes. Bol. Inform. UNOP 7(2): 18 - 36.

Seaman D.E. & R.A. Powell.(1996). An evaluation of the accuracy of Kernel density estimators for home range analysis. Ecology, 77(7): 2075–2085.

Seaman D.E., Millspaugh, J. J., Kernohan, B. J., Brundige,G. C.,RaedekeK. J. &R.A. Gitzen. (1999). Effects of sample size on Kernel home range estimates.Journal of Wildlife Management, 63(2): 739–747.

SERNANP. (2011). Santuario Histórico Bosque de Pómac: Plan Maestro 2011-2016. Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado, Lima, Perú, pp. 1-172.

Silverman B.W. (1986). Density Estimation for Statistics and Data Analysis, Chapman & Hall, London, UK, pp. 1-176.

Thomas L., Buckland, S.T., Rexstad, E.A., Laake, J.L., Strindberg, S., Hedley, S.L., Bishop, J.R.B., Marques T.A. & K.P. Burnham. (2010). Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. Journal of Applied Ecology, 47(1):5-14.

Artículo recibido: 14/01/2014
Artículo aceptado: 18/07/2014