

## LA ESTRUCTURA DEL HÁBITAT INFLUYE EN LA ABUNDANCIA DEL CARDENAL COMÚN (*PAROARIA CORONATA*) EN UN BOSQUE TEMPLADO DE ARGENTINA

Luciano N. Segura & Marcelo F. Arturi

Laboratorio de Investigación de Sistemas Ecológicos y Ambientales, UNLP,  
Dg. 113 Nro. 469 (1900). La Plata, Argentina.  
*E-mail:* lsegura79@yahoo.com.ar

**Abstract.** – **Habitat structure influences the abundance of the Red-crested Cardinal (*Paroaria coronata*) in a temperate forest of Argentina.** – We analyzed the influence of forest structure on the habitat use of the Red-crested Cardinal (*Paroaria coronata*) in a temperate forest in central-east Argentina during 2005–2008. We counted Cardinals in each season of the year along nine line transects laid out in a dense, border, and open section of the forest. Using Distance program we estimated the population density on this site in 2.1 individuals per ha. Cardinal abundance was lower in the dense forest than in the border and open forest. Cardinal group size and juvenile abundance were also lower in the dense forest than in the open and border forest. The seasonal distribution of Cardinal abundance was different between habitats. The dense forest showed a slight increase during the breeding season, but there were no definite trends in other habitats. Results of this study indicate that habitat characteristics on a small scale are important in determining the abundance of Red-crested Cardinals. Since Cardinals intensively used pastures adjacent to forests, this is likely the cause of the lower abundance in the dense forest. We concluded that combination of dense and open forests in a grassland matrix would be suitable habitat for the conservation of Red-crested Cardinal populations.

**Resumen.** – Analizamos la relación entre las características físicas del bosque y el uso del hábitat del Cardenal Común (*Paroaria coronata*) en un bosque templado del centro-este de Argentina durante el período 2005–2008. Los conteos se realizaron en cada estación del año sobre nueve transectas trazadas en el interior de un bosque denso, en el borde y en un bosque abierto. Utilizando el programa Distance estimamos la densidad poblacional en 2,1 individuos por ha. La abundancia de Cardenales fue menor en el interior del bosque denso en relación al borde de bosque y el bosque abierto. En el bosque abierto y el borde de bosque denso el tamaño de las bandadas fue mayor y con mayor abundancia de juveniles que en el bosque denso. La distribución estacional de la abundancia de Cardenales fue diferente entre hábitats. El interior del bosque denso presentó un leve aumento en la época reproductiva pero no hubo tendencias definidas en los otros hábitats. Los resultados de este trabajo indican que las características del hábitat en una pequeña escala son importantes como determinantes de la abundancia de Cardenal Común. Dado que los Cardenales utilizan intensamente los pastizales adyacentes a los bosques es probable que esa sea la causa de la baja abundancia en el interior del bosque denso. El aumento de la abundancia en ese hábitat en la época reproductiva estaría relacionado con la disponibilidad de sitios aptos para la nidificación. Concluimos que la combinación de bosques densos y abiertos en la matriz de pastizal constituiría el paisaje adecuado para la conservación de poblaciones de Cardenal Común. *Aceptado el 15 de diciembre de 2011.*

**Key words:** Red-crested Cardinal, *Paroaria coronata*, forest structure, bird abundance, bird distribution, seasonal variation, density, Argentina.

## INTRODUCCIÓN

El efecto de la estructura del hábitat sobre las poblaciones de aves ha sido considerado como una de las principales áreas de estudio en la biología de la conservación de las aves (Morrison *et al.* 1992, Walters 1998, Fahrig 2003). La configuración del hábitat se ha reportado como un importante condicionante de la presencia y/o abundancia de una especie en un bosque. Ciertos elementos del bosque (como el tamaño de los árboles, proporción de especies arbóreas exóticas y la cobertura de copas arbóreas) aparecen como importantes condicionantes para que una especie de ave nativa esté o no presente en un sitio (Willson *et al.* 1994, Sieving *et al.* 2000, Reid *et al.* 2002) o para que la especie nidifique (Segura & Arturi 2009). Por otro lado, algunos autores (Willson *et al.* 1994, Sieving *et al.* 2000, Horlent *et al.* 2003) han indicado que la abundancia de aves se incrementa cuando aumenta el tamaño y densidad de los fragmentos de bosque.

La fragmentación del hábitat (disminución de tamaños de parches, aumento de la proporción de bordes y pérdida de conectividad) es tal vez el factor más estudiado como determinante de la presencia de aves (Hinsley *et al.* 1995, Sánchez-Zapata & Calvo 1999, Sieving *et al.* 2000, Best *et al.* 2001). En general, la fragmentación y degradación de los hábitats boscosos tiene un efecto negativo sobre las poblaciones de aves (Hinsley *et al.* 1995, Sánchez-Zapata & Calvo 1999, Best *et al.* 2001, Guthery *et al.* 2001). Por ejemplo, Horlent *et al.* (2003) y Cunningham & Johnson (2006) encontraron que el incremento en la cobertura arbórea estuvo asociado con el incremento en la probabilidad de encuentro de algunas especies de aves, pero la asociación fue inversa para otras especies. Además, las aves podrían presentar variaciones a lo largo del año (Cueto & López de Casenave 2000a). Muchas aves modifican su comportamiento a

lo largo del año, ya sea utilizando distintos sectores de un mismo bosque, trasladándose a nuevos sitios, o haciéndose más o menos gregarios (Newton 1980, 1998).

En bosques templados de Sudamérica recién en las últimas décadas han comenzado a surgir estudios que documenten la relación entre la estructura del hábitat y el uso por parte de diferentes especies de aves (Willson *et al.* 1994, Sieving *et al.* 1996, 2000, Cueto & López de Casenave 2000a, 2000b, Morrison & Phillip 2000, Willson *et al.* 2001, De Santo *et al.* 2002, Reid *et al.* 2002, Horlent *et al.* 2003). En este trabajo nos proponemos analizar la relación entre las características físicas del bosque y el uso del hábitat del Cardenal Común (*Paroaria coronata*), una especie de ave característica y emblemática de los bosques del centro de Argentina (Haene 2006). Esta especie es residente permanente en estos bosques (Narosky & Di Giacomo 1993, Ridgely & Tudor 1994) y los utiliza frecuentemente como sitios de nidificación (Segura & Arturi 2009). Una porción importante de estos bosques (conocidos localmente como Talares) se vio afectada en el último siglo por la expansión urbana y en la actualidad la minería y la ganadería siguen provocando deforestación y fragmentación (Arturi & Goya 2004). Entendiendo que la disponibilidad de bosque relativamente bien conservado podría ser importante para una especie de ave típica de los Talares, nos proponemos evaluar específicamente si existen diferencias en la abundancia del Cardenal Común entre el interior del bosque denso, borde de bosque denso y bosque abierto y en qué medida las diferencias en la abundancia dependen de la época del año en relación con procesos reproductivos y la disponibilidad de alimento.

## MÉTODOS

*Área de estudio y especie estudiada.* Nuestro estudio se realizó en la Estancia La Matilde, locali-

zada al noreste de la provincia de Buenos Aires, Argentina (35°21'S, 57°11'O). La temperatura media anual para este sitio es de 16 °C (mínima: -7,5°C, máxima: 39,2°C, n = 10 años) y las precipitaciones medias anuales son de 920 mm (n = 10 años). La Estancia La Matilde se encuentra ubicada dentro de la Reserva de Biosfera Parque Costero del Sur (MAB-UNESCO) y tiene una superficie de 625 ha. Los bosques en este sitio se encuentran asociados a situaciones topográficas y edáficas particulares, principalmente a terraplenes altos de arena y conchilla (Parodi 1940, Cavallotto 2002). El área de bosque se dispone en forma de cordones longitudinales ubicados sobre el margen de la estancia que da sobre el Río de la Plata. Las especies arbóreas dominantes en este sitio son el Tala (*Celtis ehrenbergiana*) y el Coronillo (*Scutia buxifolia*), encontrándose en menor proporción Molle (*Schinus molle*) y Ombú (*Phytolacca dioica*) (Goya *et al.* 1992). Alejados de los cordones paralelos al río (400–1500 m), se pueden encontrar parches de bosque dominados por Talas cuya extensión varía aproximadamente desde unos pocos metros cuadrado hasta alrededor de una hectárea.

El Cardenal Común es un ave paseriforme de la familia Thraupidae (Burns *et al.* 2002, Sedano & Burns 2010). Esta especie se distribuye desde el centro de Argentina hasta el sur de Brasil, Paraguay, este de Bolivia y Uruguay (Ridgely & Tudor 1994). En el centro-este de Argentina se lo encuentra frecuentemente asociado a los Talares (Narosky & Di Giacomo 1993). Los machos y hembras son indistinguibles al ojo humano y es común observarlos en parejas durante la temporada reproductiva o en grupos durante el invierno (Ridgely & Tudor 1994). Los adultos presentan un llamativo plumaje rojo en la cabeza, cresta y garganta, mientras que en los juveniles es de color pardo-rojizo. Habita bosques semiabiertos y también es frecuente observarlo en bordes de desmonte y cultivos (Short

1975). Debido al colorido plumaje y dieta a base de semillas, es un ave con gran demanda como mascota en Argentina y Brasil (Nascimento & Alves 2007, Loydi 2008) y en otros lugares del mundo como Estados Unidos de América y Europa (Nilsson 1981). En la actualidad está categorizada como 'de baja preocupación' (LC, 'Least Concern'; BirdLife International 2004, IUCN 2010). Sin embargo, ha sido incluida en el Apéndice II de CITES (UNEP-WCMC 2011) debido a la continua reducción de su hábitat natural y a que si continúa su comercialización sin regulación podría ponerse en peligro la subsistencia de esta especie en la naturaleza.

*Método de muestreo.* Monitoreamos una población de Cardenales en un bosque nativo durante tres años consecutivos (comenzando en otoño de 2005 y finalizando durante el verano de 2008). Para estimar la densidad de Cardenales establecimos 9 transectas de 150 m de longitud cada una ubicadas al azar en un área de 325 ha dentro de la Estancia La Matilde. Usamos mapas de vegetación derivados de la interpretación visual de fotografías aéreas escala 1:10,000 para ubicar las transectas. Las transectas se ubicaron en tres tipos de hábitat: 1) interior de bosque denso, con una cobertura de vegetación arbórea mayor al 65% y localizado a más de 300 m del borde de bosque con el pastizal (n = 3 transectas); 2) borde de bosque denso, con una cobertura de vegetación arbórea entre 15 y 65% (n = 3 transectas); y 3) bosque abierto, parches de bosque separados del cordón paralelo al río con una cobertura de vegetación arbórea menor al 15% (n = 3 transectas). Debido a la superficie del área estudiada y la capacidad de desplazamiento de los Cardenales, consideramos que los Cardenales acceden fácilmente a los distintos tipos de hábitats.

Dos observadores entrenados recorrimos lentamente (aproximadamente a 10 m/min) las transectas durante las mañanas (primeras

tres horas desde el amanecer) y las tardes (últimas tres horas antes del atardecer, en orden inverso cada día). Las visitas se realizaron siempre en ausencia de lluvia y con vientos menores a 25 km/h). Se registró en una única planilla la distancia perpendicular a la transecta de cada Cardenal oído o visto a menos de 150 m (diferenciando adultos de juveniles), y en el caso de grupos, la cantidad de individuos y la distancia perpendicular promedio. Los recorridos se repitieron 14–16 veces en días consecutivos de cada estación del año: otoño (mayo), invierno (agosto), primavera (noviembre) y verano (febrero). Las transectas estuvieron separadas en todos los casos por al menos 350 m unas de otras. No utilizamos límite de banda hacia ambos lados de la transecta, aunque evitamos registrar contactos a más de 150 m de la línea transecta.

*Análisis de los datos.* Asumimos que ambos observadores detectamos todos los Cardenales sobre la línea transecta y que registramos la distancia exacta al momento del inicio de la visualización del contacto. Estimamos la densidad usando el programa Distance, version 5.0 (Thomas *et al.* 2005), siguiendo las especificaciones de Buckland *et al.* (2001, 2004). Como la probabilidad de detección y densidad de las aves podrían variar con la estructura del hábitat (Buckland *et al.* 2001, 2004), decidimos a priori desarrollar funciones de detección independientes para los tres hábitats estudiados (bosque denso, borde de bosque y bosque abierto). Asumimos que no hubo variaciones intra e interanuales en la función de detección y por eso incorporamos las observaciones entre años y entre estaciones a un único análisis. Todas las funciones de detección fueron realizadas con más de 60 observaciones para cada uno de los hábitats (Buckland *et al.* 2001, 2004). Ajustamos la función de detección a modelos uniformes y semi-normales con series de expansión tipo

coseno, polinomios simples y polinomios hermite (ver Buckland *et al.* 2001, 2004 para más detalles sobre procedimientos y análisis en el programa Distance).

Usamos el logaritmo del número de individuos detectados durante el recorrido de las nueve transectas como variable dependiente en un modelo lineal mixto con variables independientes nominales de efectos fijos como ‘tipo del hábitat’ y ‘estación del año’ y factores aleatorios como ‘año’ y ‘línea transecta’. La inclusión de esos factores aleatorios tuvo como objetivo evaluar si el efecto del hábitat y la estación del año fueron similares o no en los diferentes años de estudio o entre las diferentes transectas de muestreo. Además evaluamos la necesidad de incluir un término de interacción entre hábitat y estación del año. En este análisis evaluamos si era necesario incluir una estructura de la matriz de varianza y covarianza correspondiente a un modelo autoregresivo de orden 1. Ese procedimiento nos permitió evaluar la existencia o no de autocorrelación entre las observaciones dentro de una transecta a través del tiempo. Por ese motivo los modelos lineales mixtos resultaron adecuados para el análisis de datos agrupados en transectas y repetidos en el tiempo (Pinheiro & Bates 2000). Todos los análisis se realizaron siguiendo los procedimientos propuestos por Pinheiro & Bates (2000) utilizando el paquete nlme de R desarrollado por esos autores. La necesidad o no de incluir efectos aleatorios, términos de interacción o una estructura de autocorrelación la evaluamos comparando los diferentes modelos mediante el Criterio de Información de Akaike (Pinheiro & Bates 2000). Después de seleccionados los efectos aleatorios evaluamos la mejora del modelo al incluir la interacción Hábitat x Estación utilizando AIC como criterio de selección. Siguiendo los mismos procedimientos analizamos la variación entre hábitat y estaciones del logaritmo del número de juveniles detec-

tados y el tamaño promedio de grupos sin transformar.

## RESULTADOS

La densidad promedio de Cardenales para la Estancia La Matilde fue de  $2,12 \pm 0,49$  individuos por ha ( $2,03 \pm 0,64$  en 2005–2006,  $2,26 \pm 0,59$  en 2006–2007 y  $2,17 \pm 0,54$  en 2007–2008). Según el estimador del programa Distance, la población de Cardenales en este sitio fue de  $2073 \pm 404$  individuos (considerando la superficie total del sitio muestreado). Como resultado de la estratificación de acuerdo a las características del hábitat (bosque denso, borde de bosque y bosque abierto), la densidad en el bosque denso fue de  $1,01 \pm 0,24$  individuos por ha, en el borde de bosque  $3,09 \pm 1,51$  individuos por ha y en el bosque abierto  $2,27 \pm 0,72$  individuos por ha (combinando los tres años de muestreo).

Se detectaron en promedio  $23,53 \pm 0,59$  individuos (rango = 6–52 individuos) durante el recorrido de las nueve transectas (combinando los tres años de muestreo). El modelo lineal ajustado (Tabla 1) indicó que para el número de individuos detectados durante cada visita a las transectas resultó significativa la interacción hábitat x estación ( $F_{6,89} = 3,2, P < 0,01$ ). Este número de individuos detectados fue menor en el interior del bosque denso, pero durante primavera y verano esos valores resultaron sólo algo inferiores a los del borde del bosque denso y del bosque abierto (Fig. 1). El modelo que incluyó a la transecta como factor aleatorio presentó mejores ajustes que aquellos que no la incluyeron indicando una variabilidad significativa entre unidades de observación (Tabla 1). No se requirió la inclusión del año como factor aleatorio como resultado de la homogeneidad de conteos a lo largo del período estudiado. No resultó necesaria la inclusión de una matriz de varianza y covarianza correspondiente a un modelo autorregresivo indicando independencia de

las observaciones entre transectas y entre años.

El tamaño de bandada varió entre años (Fig. 2A) representando un factor aleatorio significativo al igual que la transecta ( $P < 0,001$ ). Se halló una interacción significativa estación x hábitat ( $F_{6,89} = 2,25, P < 0,05$ ) debida a que los mayores tamaños de grupo en el interior de bosque denso fueron observados en primavera mientras que para los restantes hábitat se observaron bajos valores en esa estación y altos valores en verano y otoño (Figs 2B–C).

El modelo para los juveniles indicó una interacción significativa entre hábitat y estación ( $F_{6,89} = 2,33, P < 0,05$ ) y la inclusión de la transecta como factor aleatorio resultó significativa (Tabla 1). La máxima abundancia de juveniles se observó en verano y otoño y la mínima en primavera (Fig. 3A). En el interior del bosque denso los valores fueron cercanos a cero en todas las estaciones con un ligero aumento en el verano (Figs 3B–C).

## DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio indican que si bien el Cardenal Común estuvo presente en distintos sectores del bosque con diferente fisonomía, su abundancia varió entre tipos de hábitat. Las diferencias en la configuración del bosque en una pequeña escala modificaron el tipo de uso del hábitat. Los sectores de bosque denso tuvieron una menor abundancia de Cardenales en relación con los parches de bosque aislado. Por otro lado, la abundancia de Cardenales presentó menores diferencias entre hábitat en la primavera y el verano. En el bosque abierto y el borde del bosque denso el tamaño de las bandadas fue claramente inferior durante la temporada reproductiva. El invierno fue muy variable e incluyó algunos registros elevados de individuos por grupo. En el interior del bosque denso la distribución estacional fue marcadamente diferente. Los

TABLA 1. Modelos lineales mixtos utilizando el logaritmo del número de individuos totales, juveniles y número promedio de individuos por grupo como variables dependientes. Se indica el valor del Criterio de Información de Akaike (AIC) para cada modelo. El asterisco indica el modelo elegido en la selección de los efectos aleatorios. En todos los casos el modelo final incluyó la interacción.

Efectos fijos	Efectos aleatorios	AIC		
		Individuos totales	Juveniles	Tamaño de grupo
Hábitat + Estación	-	244,9	365,6	172,7
Hábitat + Estación	Transecta	193,7*	333,1*	141,4
Hábitat + Estación	Transecta, Año	191,9	335,1	139,8*
Hábitat + Estación (matriz de covarianza AR1)	Transecta, Año	-	-	140,8
Hábitat + Estación (matriz de covarianza AR1)	Transecta	191,6	334,2	-
Hábitat + Estación + Hábitat x Estación	Transecta	191,4	328,3	-
Hábitat + Estación + Hábitat x Estación	Transecta, Año	-	-	138,1

mayores tamaños de grupo se observaron en primavera y en menor medida en verano pero casi sin superar los dos individuos en promedio.

Muchos estudios han reportado que diferentes grados de transformación del hábitat afectan negativamente la abundancia de algunas especies de aves (Hinsley *et al.* 1995, Sánchez-Zapata & Calvo 1999, Best *et al.* 2001, Guthery *et al.* 2001). Sin embargo, la mayoría de estos estudios se han basado en características del hábitat en una gran escala (e.g., a nivel paisajístico). Los resultados de este trabajo indican que las características del hábitat en una pequeña escala también son importantes como determinantes de la abundancia de una especie de ave. En este sitio de estudio, los Cardenales fácilmente logran trasladarse entre los distintos sectores de bosque, sin embargo fueron menos frecuentes en los bosques densos. Si bien los bordes de bosque son un paisaje natural característico de los Talares (debido principalmente a la disposición en cordones de bosque por el tipo de suelo), los sectores de bosque abierto caracterizados por pequeños parches aislados han surgido en este sitio de estudio principalmente como respuesta a la actividad del hombre. En las últi-

mas décadas estos bosques han sufrido una intensa explotación comercial de los suelos de conchilla y de madera (Arturi & Goya 2004) que dejaron como resultado parches de bosque con distinto grado de aislamiento. Sin embargo, en estos sectores de bosque (al igual que los bordes de bosque) los Cardenales fueron más abundantes que en el bosque denso. Es probable que los Cardenales utilicen más frecuentemente recursos provenientes del pastizal entre los parches de bosque, ya que en estas áreas encuentran semillas que conforman su principal fuente de alimento.

La abundancia de Cardenales fue menor en los sectores de bosque denso, aunque esas diferencias no fueron tan marcadas durante la primavera y verano en relación a los bordes de bosque y bosques abiertos. El aumento de la abundancia en ese hábitat durante la época reproductiva podría estar relacionado con la disponibilidad de sitios aptos para la nidificación. Los sitios dentro del bosque con mayor cobertura de vegetación arbórea deberían ofrecer mayor resguardo para sus nidos (Martín 1993), aún así la mayor abundancia de Cardenales durante el periodo reproductivo no se registró en el bosque denso. Segura & Arturi (2009) reportaron que esta misma especie

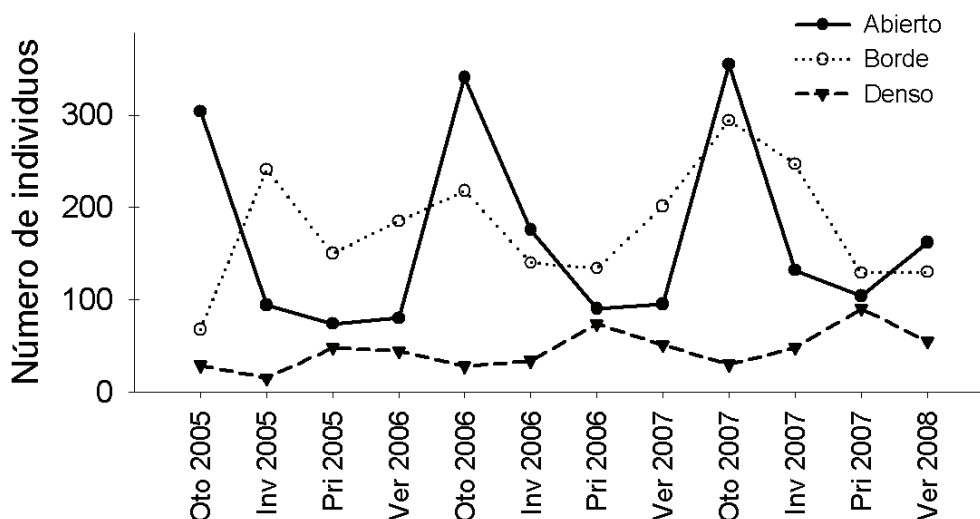


FIG. 1. Número de individuos detectados de Cardinal Común por estación del año (Oto: otoño, Inv: invierno, Prim: primavera y Ver: verano) y por tipo de hábitat (Abierto: sector de bosque abierto, Borde: sector de borde de bosque denso y Denso: sector de bosque denso en el interior del cordón de bosque) durante el recorrido de las transectas en la Estancia La Matilde, provincia de Buenos Aires, Argentina.

selecciona para nidificar los sectores de bosque con mayor cobertura de vegetación arbórea en relación a lo disponible dentro de su territorio. Para estos autores, la selección estuvo asociada con la cobertura arbórea en el entorno cercano al nido (en un radio menor a 8 m alrededor del nido), lo que indica que los Cardenales podrían estar utilizando igualmente los sitios más protegidos por copas arbóreas en los bordes de bosque, en el interior de los parches aislados y en el bosque denso. Además, en los sectores de bosque denso los nidos podrían ser más frecuentemente parasitados (Segura & Reboreda 2011) en relación a los sectores de bosque abierto.

El tamaño de los grupos varió entre años, incrementándose el número de integrantes por grupo en el tercer año de muestreo (invierno de 2007). Durante este invierno se registraron temperaturas particularmente bajas (promedio de las temperaturas mínimas diarias durante los meses de junio, julio y

agosto: 4,7°C) respecto al invierno 2005 (7,7°C) y 2006 (7,3°C) (datos climáticos aportados por el Servicio Meteorológico Nacional del gobierno de la República Argentina). Asimismo, durante el invierno 2007 se registraron nevadas en dos ocasiones y heladas con temperaturas que llegaron a los -7°C. Temperaturas tan bajas probablemente estuvieron relacionadas con una disminución en la disponibilidad de alimento que provocó que los Cardenales se hicieran más gregarios durante este periodo.

La abundancia de juveniles se incrementó hacia el final de la temporada reproductiva (debido principalmente a la incorporación de los volantones de los nidos más tempranos) y fue máxima durante el otoño. Entre el otoño y el invierno se registró una importante reducción en la proporción de juveniles, pasando de 0,24 a 0,11. Esta reducción no fue causada por una muda temprana del plumaje juvenil (cresta pardo-rojiza) al plumaje adulto (cresta roja escarlata), ya que este

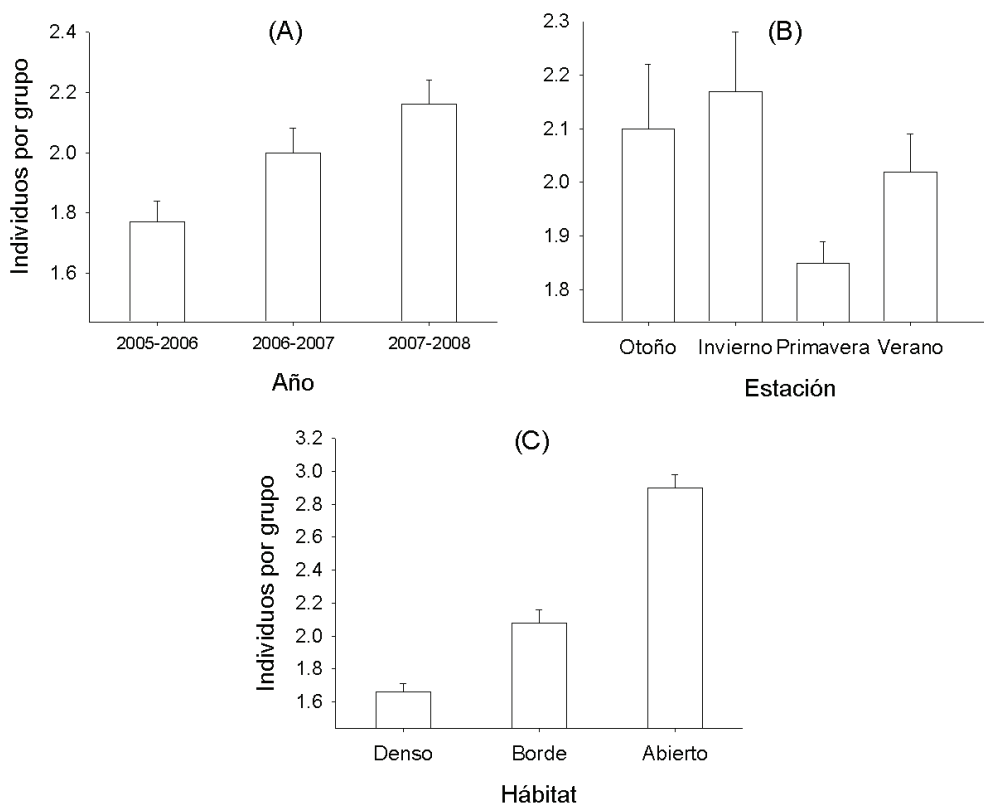


FIG. 2. Número de individuos por grupo de Cardinal Común (A) por año de observación (acumulado por hábitat y estación), (B) estación del año (acumulado por año y hábitat) y (C) por tipo de hábitat (acumulado por año y estación) en la Estancia La Matilde, provincia de Buenos Aires, Argentina. Se indica la media (columnas) y el error estándar (barras externas).

proceso culmina recién hacia finales del invierno (LNS observ. pers.). Es probable que la menor disponibilidad de alimento y las bajas temperaturas invernales hayan provocado un incremento en la mortalidad de los juveniles durante este periodo. En este sentido, durante el invierno 2007 (con temperaturas particularmente bajas) la proporción de juveniles se redujo de 0,22 a 0,05. Tanto el tamaño de los grupos como la abundancia de juveniles variaron con las características del hábitat, registrándose mayor cantidad de individuos por grupo y mayor proporción de juveniles en las transectas ubicadas en

los sectores de bosque abierto y bordes de bosque. Los Cardenales en estos sitios formaron bandadas más numerosas (hasta 18 individuos según los registros dentro de las transectas y hasta 45 individuos según observaciones por fuera de las transectas; LNS observ. pers.) que bajaban al suelo en busca de alimento. El tipo de alimentación de los Cardenales probablemente explique la asociación con los bordes de bosque y los sectores de bosque abierto. Muchos de los individuos juveniles comenzaban a agruparse hacia el final del verano en estos sitios de alimentación comunal asociados a los bordes de



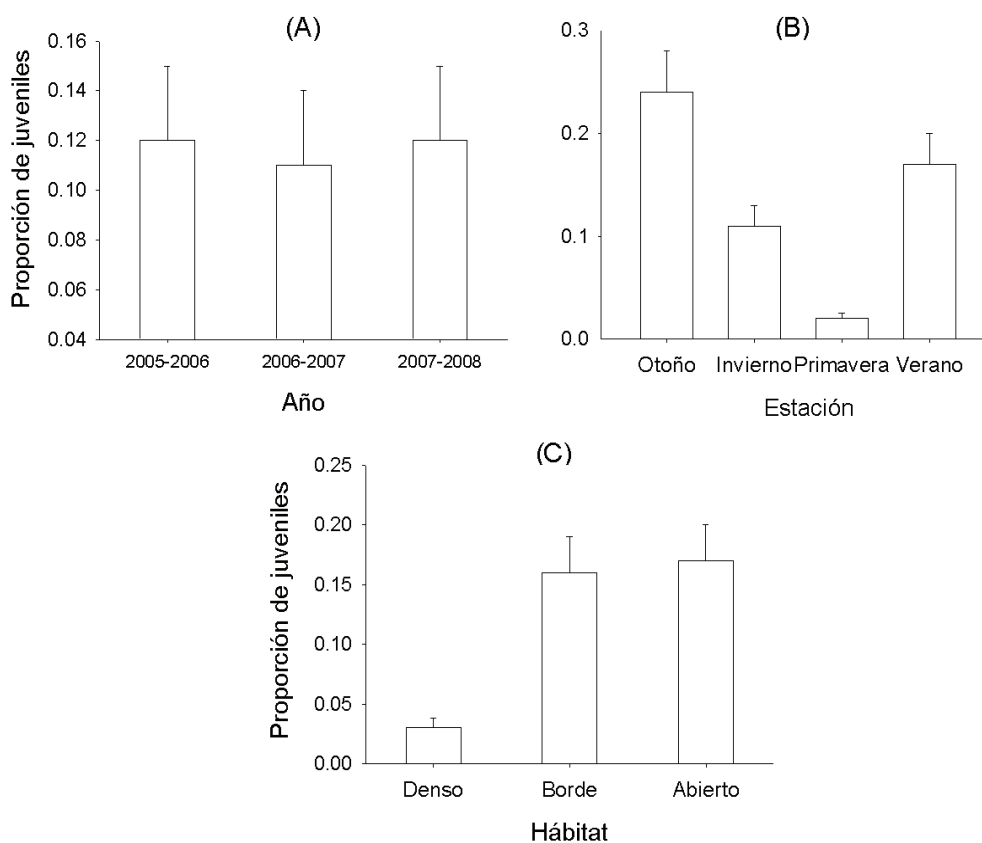


FIG. 3. Proporción de juveniles de Cardenal Común (A) por año de observación (acumulado por hábitat y estación), (B) estación del año (acumulado por año y hábitat) y (C) por tipo de hábitat (acumulado por año y estación) en la Estancia La Matilde, provincia de Buenos Aires, Argentina. Se indica la media (columnas) y el error estándar (barras externas).

bosque y parches de bosque aislado con abundante área de pastizal.

En una pequeña escala los sectores del bosque con mayor continuidad, conectividad y densidad de vegetación (e.g., sectores de bosque con menor grado de disturbio) tuvieron menor abundancia de Cardenales en relación a los sectores de borde de bosque y bosques más abiertos (e.g., con mayor grado de disturbio). Sin embargo, en los parches de bosque más continentales (separados por más de 10 km del cordón de bosque paralelo al río) los Cardenales en general

son poco frecuentes y no nidifican (LNS observ. pers.). Nuevos estudios deberían focalizarse en la relación entre el uso del hábitat de esta especie y el grado de fragmentación del bosque en una mayor escala (por ejemplo, tamaño del parche de bosque y distancia que lo separa del cordón continuo de bosque sobre el margen del Río de la Plata), ya que el impacto de las características físicas del hábitat sobre la abundancia del Cardenal Común podría depender en gran medida de la escala de análisis. Finalmente, concluimos que la combinación de bosques densos

y abiertos en la matriz de pastizal constituiría el paisaje adecuado para la conservación de poblaciones de Cardenal Común.

## AGRADECIMIENTOS

Se agradece la especial colaboración de M. Baviera en la toma de datos a campo. A L. del Sotto y E. Torres por permitirnos el ingreso a la estancia y por su ayuda y facilidades para realizar los muestreos. Al Centro de Información Meteorológica del Servicio Meteorológico Nacional por brindarnos información sobre temperaturas y precipitaciones. A la Comisión de Investigación Científica de la provincia de Buenos Aires (C.I.C.) y al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) que otorgaron la beca doctoral a LNS durante el período de realización del estudio.

## REFERENCIAS

- Arturi, M. F., & J. F. Goya. 2004. Estructura, dinámica y manejo de los talaes del NE de Buenos Aires. Pp. 1–24 *en* Arturi, M. F., J. L. Frangi, & J. F. Goya (eds). *Ecología y manejo de los bosques de Argentina*. Editorial de la Univ. Nac. de La Plata, La Plata, Argentina.
- Best, L. B., T. M. Bergin, & K. E. Freemark. 2001. Influence of landscape composition on bird use of rowcrop fields. *J. Wildl. Manage.* 65: 442–449.
- BirdLife International. 2004. State of the world's birds: indicators for our hanging world. Cambridge, UK.
- Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers, & L. Thomas. 2001. *Introduction to distance sampling*. Oxford Univ. Press, Oxford, UK.
- Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers, & L. Thomas. 2004. *Advanced distance sampling*. Oxford Univ. Press, Oxford, UK.
- Burns, K. J., S. H. Hackett, & N. K. Klein. 2002. Phylogenetic relationships and morphological diversity in Darwin's finches and their relatives. *Evolution* 56: 1240–1252.
- Cavallotto, J. L. 2002. Evolución holocena de la llanura costera del margen sur del Río de la Plata. *Rev. Asoc. Geol. Argentina* 57: 376–388.
- Cueto, V. R., & J. López de Casenave. 2000a. Seasonal changes in bird assemblages of coastal woodlands in east-central Argentina. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 35: 173–177.
- Cueto, V. R., & J. López de Casenave. 2000b. Bird assemblages of protected and exploited coastal woodlands in east-central Argentina. *Wilson Bull.* 112: 395–402.
- Cunningham, M. A., & D. H. Johnson. 2006. Proximate and landscape factors influence grassland bird distributions. *Ecol. Appl.* 16: 1062–1075.
- De Santo, T. L., M. F. Willson, K. E. Sieving, & J. J. Armesto. 2002. Nesting biology of tapaculos (Rhinocryptidae) in fragmented south-temperate rainforests of Chile. *Condor* 104: 482–495.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34: 487–515.
- Goya, J., G. Placci, M. Arturi, & A. Brown. 1992. Distribución y características estructurales de los Talaes de la Reserva de Biosfera Parque Costero Sur. *Rev. Fac. Agron.* 68: 53–64.
- Guthery, F. S., M. C. Green, R. E. Masters, S. J. De Maso, H. M. Wilson, & F. B. Steubing. 2001. Land cover and bob white abundance on Oklahoma farms and ranches. *J. Wildl. Manage.* 65: 838–849.
- Haene, E. 2006. Caracterización y conservación del talar bonaerense. Pp. 46–70 *en* Mérida, E., & J. Athor (eds). *Talaes bonaerenses y su conservación*. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, Buenos Aires, Argentina.
- Hinsley, S. A., P. E. Bellamy, I. Newton, & T. H. Sparks. 1995. Habitat and landscape factors influencing the presence of individual breeding bird species in woodland fragments. *J. Avian Biol.* 26: 94–104.
- Horlent, N., M. C. Juárez, & M. Arturi. 2003. Incidencia de la estructura del paisaje sobre la composición de especies de aves de los talaes del noreste de la provincia de Buenos Aires. *Ecol. Austral* 13: 173–182.
- Loyd, A. 2008. Situación actual del comercio ilegal de aves en la ciudad de Bahía Blanca. *BioScriba* 1: 9–16.

- Martin, T. E. 1993. Nest predation among vegetation layers and habitat types: revising the dogmas. *Am. Nat.* 141: 897–913.
- Morrison, M. L., B. G. Marcot, & R. W. Mannan. 1992. Wildlife habitat relationships. Univ. of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin, USA.
- Morrison, J. L., & L. M. Phillips. 2000. Nesting habitat and success of the Chimango Caracara in southern Chile. *Wilson Bull.* 112: 225–232.
- Narosky, T., & A. Di Giacomo. 1993. Las aves de la provincia de Buenos Aires: distribución y estatus. Asociación Ornitológica del Plata, Vázquez-Mazzini Ed. y LOLA, Buenos Aires, Argentina.
- Nascimento, M., & E. Alves. 2007. Aves no Rio Grande do Sul: a problemática do tráfico, educação e conscientização ambiental. Pallotti, Santa Maria, Brasil.
- Newton, I. 1980. The role of food in limiting bird numbers. *Ardea* 68: 11–30.
- Newton, I. 1998. Population limitation in birds. Academic Press, London, UK.
- Nilsson, G. 1981. The bird business. A study of the commercial cage bird trade. Animal Welfare Institute, Washington, D.C., USA.
- Parodi, L. 1940. Distribución geográfica de los talares de la Provincia de Buenos Aires. *Darwiniana* 4: 33–56.
- Pinheiro, J. C., & D. M. Bates. 2000. Mixed-effects models in S and S-PLUS. Springer, New York, New York, USA.
- Reid, S., C. Cornelius, O. Barbosa, C. Meynard, C. Silva-García, & P. A. Marquet. 2002. Conservation of temperate forest birds in Chile: implications from the study of an isolated forest relict. *Biodivers. Conserv.* 11: 1975–1990.
- Ridgely, R. S., & G. Tudor. 1994. The birds of South America. Vol. 2. The suboscine passerine. Univ. Texas Press, Austin, Texas, USA.
- Sanchez-Zapata, J. A., & J. F. Calvo. 1999. Rocks and trees: habitat response of Tawny Owls *Strix aluco* in semiarid landscapes. *Ornis Fenn.* 76: 79–87.
- Sedano, R. E., & K. J. Burns. 2010. Are the Northern Andes a species pump for Neotropical birds? Phylogenetics and biogeography of a clade of Neotropical tanagers (Aves: Thraupini). *J. Biogeogr.* 37: 325–343.
- Segura, L. N., & M. F. Arturi. 2009. Selección de sitios de nidificación del Cardenal Común (*Paroaria coronata*) en bosques naturales de Argentina. *Ornitol. Neotrop.* 20: 203–213.
- Segura, L. N., & J. C. Reboreda. 2011. Botfly parasitism effects on nestling growth and mortality of Red-crested Cardinals. *Wilson J. Ornithol.* 123: 107–115.
- Short, L. L. 1975. A zoogeographic analysis of the South American Chaco avifauna. *Bull. Am. Mus. Nat. Hist.* 154: 165–352.
- Sieving, K. E., M. F. Willson, & T. L. De Santo. 1996. Habitat barriers to movement of understory birds in fragmented south temperate rainforest. *Auk* 113: 944–949.
- Sieving, K. E., M. F. Willson, & T. L. De Santo. 2000. Defining corridor functions for endemic birds in fragmented south temperate rainforest. *Conserv. Biol.* 14: 1120–1132.
- Thomas, L., J. L. Laake, S. Strindberg, F. F. C. Marques, S. T. Buckland, D. L. Borchers, D. R. Anderson, K. P. Burnham, S. L. Hedley, J. H. Pollard, J. R. B. Bishop, & T. A. Marques. 2005. Distance 5.0. Release 5.0. Research unit for wildlife population assessment, Univ. of St. Andrews, St. Andrews, UK.
- UNEP-WCMC. 2011. UNEP-WCMC Species Database: CITES-listed species. Available at <http://www.unep-wcmc.org/>. [Accessed 21 March 2011].
- Walters, J. R. 1998. The ecological basis of avian sensitivity to habitat fragmentation. Pp. 181–192 *en* Marzluff, J. M., & R. Sallabanks (eds). Avian Conservation Research and Management. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Willson, M. F., T. L. De Santo, C. Sabag, & J. J. Armesto. 1994. Avian communities of fragmented south temperate rainforest in Chile. *Conserv. Biol.* 8: 508–520.
- Willson, M. F., J. L. Morrison, K. E. Sieving, T. L. De Santo, L. Santisteban, & I. Díaz. 2001. Patterns of predation risk and survival of bird nests in a Chilean agricultural landscape. *Conserv. Biol.* 15: 447–456.

