

## EVALUACIÓN DE BORDES DE CAMINOS COMO FUENTES DE RECURSOS PARA LAS AVES EN LA PAMPA DEPRIMIDA

MYRIAM E. MERMOZ<sup>1,4</sup>, DANIELA M. DEPALMA<sup>1</sup>, ALEJANDRA C. VALVERDE<sup>2</sup>,  
JUAN M. GANCEDO<sup>2</sup> Y EMILIO M. CHARNELLI<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires e IEGEBA (UBA–CONICET). Piso 4, Pab. 2, Ciudad Universitaria, C1428EHA Buenos Aires, Argentina.

<sup>2</sup> Departamento de Biodiversidad y Biología Experimental, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. Piso 4, Pab. 2, Ciudad Universitaria, C1428EHA Buenos Aires, Argentina.

<sup>3</sup> Museo de Ciencias Naturales Tuyú Mapu. 25 de Mayo 183, 7163 General Madariaga, Buenos Aires, Argentina.

<sup>4</sup> mermoz@ege.fcen.uba.ar

**RESUMEN.**— El avance de la frontera agrícola en la Región Pampeana conduce a la fragmentación del hábitat utilizado por las aves. Los bordes no explotados les proveen alimento, refugio y corredores. En este trabajo se describen la avifauna y los recursos para las aves en bordes adyacentes a tres tipos de caminos (rurales y pavimentados de uno o dos carriles por mano) en General Madariaga, provincia de Buenos Aires. Se estimó la abundancia de aves y su relación con la oferta de artrópodos y la cobertura de la vegetación. Los bordes de los caminos rurales presentaron mayor abundancia y riqueza de especies de aves que los de los dos tipos de caminos pavimentados, y mayor diversidad que los bordes de los pavimentados de un carril. Las aves de mayor valor de conservación presentaron mayor abundancia en los bordes de los caminos rurales y pavimentados de dos carriles que en los de los caminos pavimentados de un carril. La oferta de artrópodos no difirió entre los tipos de caminos ni afectó al número de aves insectívoras. La cobertura de juncal y totoral y el poco suelo desnudo tuvieron un efecto positivo sobre la abundancia de las aves de mayor valor de conservación y negativo sobre las de poco valor de conservación. Los resultados sugieren que los caminos rurales serían más favorables para las aves. Entre los pavimentados, los de un carril serían los menos favorables, pero esto podría deberse a que los de dos carriles poseen más cobertura de juncal–totoral que favorecería a especies de alto valor de conservación. Son necesarios nuevos estudios que identifiquen qué otros factores influyen sobre la abundancia de las especies de mayor valor en caminos rurales y pavimentados de un carril, así como para confirmar la importancia de los juncales y totorales para esas especies.

**PALABRAS CLAVE:** *bordes de caminos, comunidad de aves, conservación, disponibilidad de artrópodos.*

**ABSTRACT.** EVALUATION OF ROAD BORDERS IN THE PAMPAS REGION AS A SOURCE OF RESOURCES FOR BIRDS.— Increasing land transformation from grassland to crops in the Pampas Region leads to habitat fragmentation for birds. Unused habitat margins provide food, shelter and corridors to birds. We described bird community and resources for birds in road borders adjacent to three road types (unpaved and paved of one or two lanes per hand) in General Madariaga, Buenos Aires Province. We estimated bird abundance, and its association with arthropod availability and vegetation cover. Borders of unpaved roads showed higher bird abundance and richness than those from both kind of paved roads, and higher diversity than borders of paved roads with one lane per hand. The abundance of bird species of high conservation value was higher in unpaved and two-lanes than in one-lane paved roads. Arthropod availability did not vary between roads and did not affect insectivorous birds' abundance. More cover of reedbed and bulrush and less cover of bare ground had a positive effect on the abundance of birds of higher conservation value and a negative effect on the abundance of birds of less concern. Our results suggest that unpaved roads are the most suitable for birds. Among paved roads, one-lane roads are the least suitable, but this may be due to the higher reedbed-bulrush cover of two-lanes which may favour the species of higher conservation value. Future studies are needed in order to detect which other factors influence the abundance of birds of higher conservation value in unpaved and one lane per hand roads and to confirm the importance of reedbed and bulrush for these species.

**KEY WORDS:** *arthropod availability, avian community, conservation, road borders.*

Los pastizales neotropicales son uno de los biomas más modificados por el hombre, con solo el 0.7% de su extensión incluida en áreas protegidas (Henwood 1998). En la Región Pampeana la situación es aún más crítica, ya que tan solo el 0.3% pertenece a áreas protegidas (Krapovickas y Di Giacomo 1998). Una de las causas principales de su modificación es el avance de la frontera agrícola. En Argentina, más específicamente en la Región Pampeana, esta tendencia posee una velocidad sin precedentes. Actualmente, más del 75% de la región corresponde a campos cultivados (Viglizzo et al. 2001). La soja, el principal cultivo del país, ocupa 20035572 ha, de las cuales más del 85% pertenecen a la Región Pampeana (SIIA 2013). Al ser la mayor parte de la soja transgénica, la ausencia de malezas provoca un empobrecimiento de la estructura de la vegetación, afectando la abundancia y riqueza de aves (Leveau y Leveau 2004). La disminución de hábitat natural habría provocado en la Región Pampeana un descenso en la abundancia y la distribución de muchas especies de aves de pastizal con respecto a su rango histórico, afectando en varios casos su estado de conservación (Di Giacomo y Di Giacomo 2004, Filloy y Belloq 2007, Codesido et al. 2011, Azpiroz et al. 2012).

El incremento del área cultivada provoca la fragmentación del hábitat que, en las aves, está asociada al aislamiento del hábitat fuente y a la escasez de recursos tales como alimento, refugio frente a predadores y sitios de nidificación (Wiens 1995, Miller y Cale 2000). Los bordes de hábitat adyacentes a campos y caminos pueden complementar la oferta de dichos recursos y ser usados como corredores para desplazarse, ya que suelen presentar mayor diversidad de vegetación con respecto a los campos contiguos (Bentley y Caterall 1997, Hinsley y Bellamy 2000, Marshall y Moonen 2002). Además, la diversidad estructural de la vegetación está positivamente asociada a la abundancia y diversidad de artrópodos (Vickery et al. 2009), los cuales representan una importante fuente de alimento, especialmente en época reproductiva. La abundancia de algunos grupos de artrópodos que son componentes frecuentes de la dieta de las aves, como Coleoptera, Lepidoptera, Orthoptera, Arachnida, Diptera e Hymenoptera, depende de la presencia de bordes no perturbados con vegetación densa (Wilson et al. 1999).

En varias partes del mundo, como Europa, América del Norte y Australia, el manejo de los bordes para favorecer la biodiversidad es una práctica frecuente (Bentley y Caterall 1997, Hinsley y Bellamy 2000, Conover et al. 2007). En algunos países se promueve incluso la implementación de bordes lineales alrededor de los campos para restaurar la biodiversidad (Best 2000). La aplicación de estas medidas (y otras similares) ha incrementado la diversidad local y en el paisaje (Hinsley y Bellamy 2000). Sin embargo, en Argentina se ha avanzado poco en esta temática. Específicamente en la Región Pampeana, estudios recientes han demostrado que los bordes de hábitat presentan mayor abundancia y riqueza de aves que los cultivos adyacentes, debido a que en los bordes existe una mayor diversidad estructural de la vegetación (Goijman y Zaccagnini 2008, Di Giacomo y Lopez de Casenave 2010, Leveau y Leveau 2011; pero véase también Weyland et al. 2014).

La medida en la que los bordes favorecen la conservación de la avifauna depende de las prácticas de manejo de la vegetación que se lleven a cabo, tales como la frecuencia de corte y de quema, el cultivo y el uso de herbicidas y fertilizantes, que pueden modificar las comunidades de plantas y animales de las que dependen las aves (Kleijn y Snoeiijing 1997, Smith et al. 2005, Vickery et al. 2009). Sin embargo, a la hora de manipular la vegetación en un sitio determinado a fin de preservar en la mayor medida posible la diversidad de los diferentes grupos tróficos, es necesario poseer conocimiento específico del área de estudio. Además, particularmente en los bordes adyacentes a caminos, el tráfico puede disminuir la calidad del ambiente para las aves. La contaminación sonora producida por el tráfico intenso de vehículos disminuiría la abundancia y el éxito reproductivo de algunas poblaciones (Reijnen y Foppen 1994, Reijnen et al. 1995).

El objetivo de este estudio fue establecer el valor de conservación para las aves de bordes de distintos tipos de caminos de la Pampa Deprimida. Para ello, se evaluó si los tipos de caminos diferían en la abundancia de especies de aves de distinto valor de conservación y en la oferta de recursos (medida como oferta de artrópodos) y en la estructura de la vegetación. Finalmente, se buscó establecer la relación entre la abundancia de especies de aves

de distinto valor de conservación y la oferta de dichos recursos.

## MÉTODOS

### *Área de estudio*

El estudio fue llevado a cabo en General Madariaga (37°00'S, 57°08'O), provincia de Buenos Aires, una localidad que forma parte de la Pampa Deprimida y abarca 206400 ha de las cuales 31900 corresponden en la actualidad a terrenos cultivados, siendo la soja el cultivo predominante (SIIA 2013). En esta región la temperatura promedio es de 23 °C en enero y 13 °C en julio, y la precipitación promedio anual es de 1000 mm (Soriano et al. 1991). La Pampa Deprimida consiste en una depresión con numerosos y dispersos humedales con elevada presencia de *Scirpus californicus*, *Solanum glaucophyllum*, *Senecio* sp. y *Thypha* sp. En las partes más altas hay parches de bosque nativo, principalmente de *Celtis ehrenbergiana*.

Se estudiaron la avifauna y la oferta de recursos para las aves en bordes adyacentes a tres tipos de caminos: rurales, pavimentados de un carril por mano y pavimentados de dos carriles por mano, que presentan niveles de tráfico crecientes. Se consideró como borde al área comprendida entre el alambrado que delimita el campo y el límite del camino. Según el tipo de camino, el ancho de los bordes osciló entre 11.4–44.6 m. Se seleccionaron al azar 63 tramos de bordes de 200 m de longitud ( $n = 21$ ,  $n = 20$  y  $n = 22$  para los tres tipos de camino, respectivamente), separados por una distancia mínima de 400 m (distancia promedio entre bordes contiguos: 930 m; distancia máxima: 2400 m), evitando áreas con bosques monoespecíficos de árboles exóticos (*Eucalyptus* sp., *Pinus* sp., *Acacia melanoxylon*). La selección de puntos al azar permitió representar la abundancia relativa de las distintas actividades económicas de los campos adyacentes a cada tipo de camino. Treinta y siete bordes estaban ubicados adyacentes a pastizales con ganadería extensiva ( $n = 15$ ,  $n = 12$  y  $n = 10$ , respectivamente), 16 adyacentes a humedales ( $n = 3$ ,  $n = 1$  y  $n = 12$ , respectivamente) y 10 adyacentes a cultivos de soja ( $n = 3$  para caminos rurales y  $n = 7$  para caminos de un carril por mano). Los bordes de caminos de dos carriles por mano se ubicaron en la Ruta Provincial 74 en el tramo entre las

localidades de General Madariaga y Pinamar. Los bordes correspondientes a caminos de un carril por mano estaban en el tramo General Madariaga–Las Armas de la ruta 74 y sobre la Ruta Provincial 56. Los bordes sobre caminos rurales corresponden a caminos rurales secundarios sin incluir antiguas trazas de rutas provinciales. En noviembre de 2014 se estimaron las abundancias de aves y de artrópodos, y la cobertura de los distintos tipos de vegetación.

### *Muestreos*

Se realizaron muestreos de aves en los 63 bordes utilizando la técnica de puntos de conteo. Se contabilizaron los individuos que estaban utilizando los bordes; los que los sobrevolaban a gran altura solo fueron registrados a modo descriptivo. Se llevó a cabo un único conteo de 10 min por borde. Los conteos se realizaron a partir de 15 min desde la salida del sol y hasta no más de 4 h desde el amanecer. No se realizaron conteos en días lluviosos o excesivamente ventosos (Bibby et al. 2000). Todos los conteos fueron realizados por un único observador. Las especies de aves registradas fueron agrupadas en cinco categorías de conservación según su índice de estado de conservación (López-Lanús et al. 2008): la categoría 1 correspondió a valores del índice entre 1–3, la categoría 2 a valores entre 4–5, la categoría 3 entre 6–7, la categoría 4 entre 8–10 y la categoría 5 (la de mayor valor de conservación) correspondió a valores del índice entre 11–17 (Tabla 1). Se calculó el valor de conservación total de cada borde como la suma de las abundancias de cada especie registrada ponderadas por su índice de estado de conservación (Conover et al. 2007, López-Lanús et al. 2008) y la diversidad con el índice de Shannon (Krebs 1989). Además, se estimó la riqueza de los bordes de cada camino en función del número de individuos mediante curvas de rarefacción.

En 51 bordes ( $n = 19$ ,  $n = 13$  y  $n = 19$  para caminos rurales, de un carril y de dos carriles, respectivamente) se muestrearon los artrópodos con 2 trampas de caída ubicadas al azar dentro de cada borde a una distancia de 30 m entre sí. Cada trampa consistió en un recipiente plástico de 350 ml con una abertura de 80 mm de diámetro, el cual fue llenado con 150 ml de una mezcla 50:50 de etanol 96% y alcohol isopropílico 85% como conservante. En numerosas ocasiones no se pudo unificar

Tabla 1. Especies de aves registradas en bordes de caminos rurales, de caminos pavimentados de un carril por mano y de caminos pavimentados de dos carriles por mano en General Madariaga, provincia de Buenos Aires. Para cada especie se indican el valor del índice de estado de conservación (IC), la categoría de conservación asignada (CC), la densidad promedio ( $\pm$  EE), en individuos/ha, y la frecuencia de ocurrencia (el porcentaje del total de muestreos en los que estuvo presente), entre paréntesis. Para las especies que se detectaron únicamente volando sobre algunos de los bordes, se indica con un asterisco el tipo de camino de esos bordes.

|  | IC | CC | Rural                  | Un carril            | Dos carriles           |
|--|----|----|------------------------|----------------------|------------------------|
| <b>Tinamidae</b>                                 |    |    |                        |                      |                        |
| <i>Nothura maculosa</i> <sup>a</sup>             | 9  | 4  | 0                      | 0.11 $\pm$ 0.11 (5)  | 0                      |
| <i>Rhynchotus rufescens</i> <sup>a</sup>         | 12 | 5  | 0.46 $\pm$ 0.26 (14.3) | 0.17 $\pm$ 0.12 (10) | 0                      |
| <b>Podicipedidae</b>                             |    |    |                        |                      |                        |
| <i>Rollandia rolland</i>                         | 6  | 3  | 0                      | 0.11 $\pm$ 0.11 (5)  | 0                      |
| <i>Podilymbus podiceps</i>                       | 6  | 3  | 0.09 $\pm$ 9.09 (9.5)  | 0                    | 0                      |
| <b>Ardeidae</b>                                  |    |    |                        |                      |                        |
| <i>Egretta thula</i>                             | 4  | 2  | 0                      | 0.05 $\pm$ 0.05 (5)  | 0                      |
| <i>Ardea alba</i>                                | 5  | 2  | -                      | -                    | *                      |
| <b>Threskiornitidae</b>                          |    |    |                        |                      |                        |
| <i>Plegadis chihi</i> <sup>a</sup>               | 6  | 3  | 1.98 $\pm$ 0.77 (9.5)  | 1.26 $\pm$ 1.04 (10) | 0                      |
| <b>Ciconiidae</b>                                |    |    |                        |                      |                        |
| <i>Ciconia maguari</i>                           | 8  | 4  | -                      | -                    | *                      |
| <b>Anatidae</b>                                  |    |    |                        |                      |                        |
| <i>Dendrocygna viduata</i>                       | 8  | 4  | *                      | -                    | *                      |
| <i>Anas georgica</i>                             | 9  | 4  | 0.34 $\pm$ 0.34 (4.8)  | 0                    | 0                      |
| <i>Anas platalea</i>                             | 11 | 5  | 0.17 $\pm$ 0.17 (4.8)  | 0                    | 0                      |
| <i>Anas versicolor</i>                           | 11 | 5  | 0.16 $\pm$ 0.11 (9.5)  | 0                    | 0                      |
| <i>Netta peposaca</i>                            | 13 | 5  | *                      | -                    | -                      |
| <b>Accipitridae</b>                              |    |    |                        |                      |                        |
| <i>Elanus leucurus</i>                           | 7  | 3  | 0                      | 0                    | 0.08 $\pm$ 0.08 (4.6)  |
| <i>Rostrhamus sociabilis</i> <sup>a</sup>        | 8  | 4  | 0.52 $\pm$ 0.32 (14.3) | 0                    | 0.09 $\pm$ 0.09 (4.6)  |
| <i>Circus buffoni</i>                            | 13 | 5  | 0.05 $\pm$ 0.05 (4.8)  | 0                    | 0.09 $\pm$ 0.06 (9.1)  |
| <b>Falconidae</b>                                |    |    |                        |                      |                        |
| <i>Caracara plancus</i> <sup>a</sup>             | 5  | 2  | 0.09 $\pm$ 0.06 (9.5)  | 0                    | 0.05 $\pm$ 0.05 (4.6)  |
| <i>Milvago chimango</i> <sup>a</sup>             | 5  | 2  | 0.17 $\pm$ 0.17 (4.8)  | 0.11 $\pm$ 0.08 (10) | 0.25 $\pm$ 0.18 (9.1)  |
| <b>Rallidae</b>                                  |    |    |                        |                      |                        |
| <i>Pardirallus sanguinolentus</i>                | 4  | 2  | 0                      | 0                    | 0.10 $\pm$ 0.10 (4.6)  |
| <i>Fulica armillata</i>                          | 6  | 3  | 0.18 $\pm$ 0.18 (4.8)  | 0                    | 0                      |
| <i>Porphyriops melanops</i>                      | 6  | 3  | 0.05 $\pm$ 0.05 (4.8)  | 0                    | 0                      |
| <b>Recurvirostridae</b>                          |    |    |                        |                      |                        |
| <i>Himantopus mexicanus</i> <sup>a</sup>         | 7  | 3  | 0.52 $\pm$ 0.31 (14.3) | 0                    | 0                      |
| <b>Charadriidae</b>                              |    |    |                        |                      |                        |
| <i>Vanellus chilensis</i> <sup>a</sup>           | 4  | 2  | 0.50 $\pm$ 0.29 (14.3) | 0.28 $\pm$ 0.16 (15) | 0                      |
| <b>Laridae</b>                                   |    |    |                        |                      |                        |
| <i>Chroicocephalus maculipennis</i> <sup>a</sup> | 5  | 2  | 0                      | 0.11 $\pm$ 0.07 (10) | 0.07 $\pm$ 0.07 (4.6)  |
| <i>Chroicocephalus cirrocephalus</i>             | 9  | 4  | *                      | -                    | -                      |
| <b>Columbidae</b>                                |    |    |                        |                      |                        |
| <i>Zenaida auriculata</i>                        | 4  | 2  | 0.26 $\pm$ 0.19 (9.5)  | 0.29 $\pm$ 0.29 (5)  | 0.47 $\pm$ 0.22 (18.2) |
| <i>Patagioenas picazuro</i>                      | 7  | 3  | 0.12 $\pm$ 0.12 (4.8)  | 0                    | 0                      |
| <b>Psittacidae</b>                               |    |    |                        |                      |                        |
| <i>Myiopsitta monachus</i>                       | 6  | 3  | 0                      | 0                    | 0.31 $\pm$ 0.22 (9.1)  |
| <b>Cuculidae</b>                                 |    |    |                        |                      |                        |
| <i>Guira guira</i> <sup>a</sup>                  | 6  | 3  | 0.60 $\pm$ 0.51 (9.5)  | 0.31 $\pm$ 0.31 (5)  | 0.26 $\pm$ 0.26 (4.6)  |
| <i>Coccyzus melacoryphus</i> <sup>a</sup>        | 7  | 3  | 0.06 $\pm$ 0.06 (4.8)  | 0                    | 0                      |

<sup>a</sup> Consume artrópodos habitualmente o durante la época reproductiva (Orians 1980, Cabot 1992, Matheu y del Hoyo 1992, White et al. 1994, Burger y Gochfeld 1996, Pierce 1996, Piersma y Wiersma 1996, Payne 1997, Remsen 2003, Fitzpatrick et al. 2004, Turner 2004, Cody 2005, Collar 2005, Kroodsmá y Brewer 2005, Fraga 2011, Rising et al. 2011).

Tabla 1. Continuación.

|   | IC | CC | Rural              | Un carril        | Dos carriles        |
|---|----|----|--------------------|------------------|---------------------|
| <b>Furnariidae</b>                                |    |    |                    |                  |                     |
| <i>Furnarius rufus</i> <sup>a</sup>               | 3  | 1  | 0.81 ± 0.42 (19.1) | 0.10 ± 0.10 (5)  | 0                   |
| <i>Phleocryptes melanops</i> <sup>a</sup>         | 9  | 4  | 0.32 ± 0.19 (14.3) | 0.21 ± 0.14 (10) | 0.62 ± 0.28 (22.7)  |
| <i>Geositta cunicularia</i> <sup>a</sup>          | 9  | 4  | 0                  | 0.71 ± 0.71 (5)  | 0                   |
| <i>Phacellodomus striaticollis</i> <sup>a</sup>   | 10 | 4  | 0.36 ± 0.21 (14.3) | 0                | 0.10 ± 0.07 (9.1)   |
| <i>Cranioleuca sulphurifera</i> <sup>a</sup>      | 13 | 5  | 1.07 ± 0.38 (33.3) | 0.11 ± 0.08 (10) | 1.74 ± 0.34 (63.64) |
| <b>Tyrannidae</b>                                 |    |    |                    |                  |                     |
| <i>Pitangus sulphuratus</i> <sup>a</sup>          | 1  | 1  | 1.98 ± 0.77 (33.3) | 0.65 ± 0.26 (30) | 1.35 ± 0.52 (36.4)  |
| <i>Tyrannus savana</i> <sup>a</sup>               | 4  | 2  | 0.50 ± 0.30 (14.3) | 0.17 ± 0.09 (15) | 0.50 ± 0.31 (13.6)  |
| <i>Tyrannus melancholicus</i> <sup>a</sup>        | 6  | 3  | 0.26 ± 0.19 (9.5)  | 0.06 ± 0.06 (5)  | 0.09 ± 0.09 (4.6)   |
| <i>Machetornis rixosa</i> <sup>a</sup>            | 8  | 4  | 0.09 ± 0.09 (4.8)  | 0                | 0                   |
| <i>Pyrocephalus rubinus</i> <sup>a</sup>          | 8  | 4  | 0.30 ± 0.21 (9.5)  | 0.05 ± 0.05 (5)  | 0.09 ± 0.09 (4.6)   |
| <i>Hymenops perspicillatus</i> <sup>a</sup>       | 9  | 4  | 2.69 ± 1.02 (38.1) | 1.00 ± 0.28 (45) | 0.53 ± 0.24 (22.7)  |
| <i>Pseudocolopteryx flaviventris</i> <sup>a</sup> | 9  | 4  | 0.62 ± 0.27 (23.8) | 0                | 0.10 ± 0.10 (4.6)   |
| <i>Serpophaga nigricans</i> <sup>a</sup>          | 9  | 4  | 0.17 ± 0.17 (4.8)  | 0                | 0                   |
| <b>Hirundinidae</b>                               |    |    |                    |                  |                     |
| <i>Tachycineta leucorrhoa</i> <sup>a</sup>        | 5  | 2  | 0.17 ± 0.11 (9.5)  | 0.09 ± 0.09 (5)  | 0                   |
| <i>Hirundo rustica</i> <sup>a</sup>               | 6  | 3  | 0                  | 0                | 0.07 ± 0.07 (4.6)   |
| <i>Progne tapera</i> <sup>a</sup>                 | 9  | 4  | 0.17 ± 0.17 (4.8)  | 0                | 0.59 ± 0.59 (4.6)   |
| <b>Troglodytidae</b>                              |    |    |                    |                  |                     |
| <i>Troglodytes aedon</i> <sup>a</sup>             | 1  | 1  | 0.95 ± 0.41 (28.6) | 0.21 ± 0.21 (5)  | 0.10 ± 0.10 (4.6)   |
| <b>Turdidae</b>                                   |    |    |                    |                  |                     |
| <i>Turdus rufiventris</i> <sup>a</sup>            | 6  | 3  | 0.05 ± 0.05 (4.8)  | 0                | 0                   |
| <b>Mimidae</b>                                    |    |    |                    |                  |                     |
| <i>Mimus saturninus</i> <sup>a</sup>              | 3  | 1  | 0.29 ± 0.20 (9.5)  | 0.11 ± 0.11 (5)  | 0.24 ± 0.19 (9.1)   |
| <b>Thraupidae</b>                                 |    |    |                    |                  |                     |
| <i>Sicalis luteola</i>                            | 5  | 2  | 3.84 ± 0.98 (57.1) | 2.12 ± 0.47 (60) | 0.82 ± 0.25 (36.4)  |
| <i>Sicalis flaveola</i>                           | 6  | 3  | 0.81 ± 0.35 (23.8) | 0                | 0.31 ± 0.22 (9.1)   |
| <i>Sporophila caerulescens</i>                    | 8  | 4  | 0.26 ± 0.18 (9.5)  | 0                | 0                   |
| <i>Pospiza nigrorufa</i>                          | 9  | 4  | 0.50 ± 0.22 (23.8) | 0.48 ± 0.20 (25) | 0.35 ± 0.17 (18.2)  |
| <b>Emberizidae</b>                                |    |    |                    |                  |                     |
| <i>Zonotrichia capensis</i> <sup>a</sup>          | 2  | 1  | 4.00 ± 0.82 (81.0) | 2.33 ± 0.43 (80) | 2.60 ± 0.35 (86.4)  |
| <i>Embernagra platensis</i> <sup>a</sup>          | 7  | 3  | 0.92 ± 0.39 (28.6) | 0.93 ± 0.25 (50) | 1.21 ± 0.44 (31.8)  |
| <b>Icteridae</b>                                  |    |    |                    |                  |                     |
| <i>Molothrus bonariensis</i> <sup>a</sup>         | 1  | 1  | 3.50 ± 0.75 (66.7) | 0.76 ± 0.32 (30) | 1.04 ± 0.32 (40.9)  |
| <i>Agelaioides badius</i> <sup>a</sup>            | 5  | 2  | 2.08 ± 1.45 (9.5)  | 0                | 0                   |
| <i>Agelasticus thilius</i> <sup>a</sup>           | 7  | 3  | 2.75 ± 1.32 (33.3) | 0.90 ± 0.55 (15) | 0.82 ± 0.38 (27.3)  |
| <i>Pseudoleistes virescens</i> <sup>a</sup>       | 9  | 4  | 3.60 ± 0.97 (52.4) | 1.83 ± 0.57 (40) | 1.58 ± 0.56 (31.8)  |
| <i>Amblyramphus holosericeus</i> <sup>a</sup>     | 17 | 5  | 0                  | 0                | 0.18 ± 0.18 (4.6)   |
| <b>Fringillidae</b>                               |    |    |                    |                  |                     |
| <i>Spinus magellanicus</i>                        | 6  | 3  | 0.76 ± 0.45 (14.3) | 0.05 ± 0.05 (5)  | 0.10 ± 0.10 (4.6)   |

<sup>a</sup> Consume artrópodos habitualmente o durante la época reproductiva (Orians 1980, Cabot 1992, Matheu y del Hoyo 1992, White et al. 1994, Burger y Gochfeld 1996, Pierce 1996, Piersma y Wiersma 1996, Payne 1997, Remsen 2003, Fitzpatrick et al. 2004, Turner 2004, Cody 2005, Collar 2005, Kroodsmá y Brewer 2005, Fraga 2011, Rising et al. 2011).

el tiempo durante el cual las trampas estaban activas debido a fuertes lluvias. En consecuencia, el tiempo de exposición de las trampas varió entre 4–10 días. Para todos los análisis, en cada borde se sumaron los contenidos de ambas trampas. Los artrópodos capturados fueron clasificados en tres categorías de tamaño

(<5 mm, 5–15 mm y >15 mm; Zahn et al. 2010) y se estimó su biomasa relativa multiplicando el número de individuos por el tamaño promedio de su categoría y dividiendo por la cantidad de días de actividad de la trampa. Además, se calculó la diversidad con el índice de Shannon (Krebs 1989).

Tabla 2. Características estructurales de los bordes de caminos rurales, de caminos pavimentados de un carril por mano y de caminos pavimentados de dos carriles por mano estudiados en General Madariaga, provincia de Buenos Aires. Para cada variable se muestra el valor promedio ( $\pm$  EE), con el rango entre paréntesis.

|                                 | Rural                        | Un carril                    | Dos carriles                 |
|---------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|
| Ancho (m)                       | 20.84 $\pm$ 1.66 (11.4–36.6) | 36.13 $\pm$ 2.98 (22.4–46.0) | 28.40 $\pm$ 1.82 (19.3–44.6) |
| Suelo desnudo (%)               | 12.12 $\pm$ 3.36 (0–42.80)   | 0.25 $\pm$ 0.18 (0–2.22)     | 1.90 $\pm$ 1.05 (0–16.42)    |
| Pastizal bajo (%)               | 27.43 $\pm$ 5.77 (0–86.90)   | 49.24 $\pm$ 10.01 (2.50–100) | 29.04 $\pm$ 4.42 (10.00–100) |
| Pastizal con dicotiledóneas (%) | 4.76 $\pm$ 2.29 (0–34.01)    | 0.79 $\pm$ 0.79 (0–11.11)    | 3.24 $\pm$ 1.63 (0–22.86)    |
| Pastizal alto (%)               | 19.46 $\pm$ 5.56 (0–70.75)   | 14.90 $\pm$ 4.49 (0–43.02)   | 7.55 $\pm$ 2.50 (0–45.71)    |
| Pastizal húmedo (%)             | 10.39 $\pm$ 4.00 (0–64.40)   | 11.95 $\pm$ 3.72 (0–39.13)   | 6.79 $\pm$ 3.72 (0–67.27)    |
| Laguna (%)                      | 14.41 $\pm$ 5.91 (0–81.07)   | 8.29 $\pm$ 2.65 (0–27.40)    | 10.57 $\pm$ 4.23 (0–54.50)   |
| Talar (%)                       | 1.56 $\pm$ 0.91 (0–16.60)    | 0.29 $\pm$ 0.29 (0–4.00)     | 0.54 $\pm$ 0.38 (0–5.98)     |
| Tala (nro. de individuos)       | 4.47 $\pm$ 1.68 (0–24)       | 1.57 $\pm$ 0.81 (0–9)        | 4.00 $\pm$ 1.41 (0–20)       |
| Juncal-total (%)                | 7.37 $\pm$ 4.84 (0–92.80)    | 10.64 $\pm$ 3.92 (0–42.73)   | 30.28 $\pm$ 5.57 (0–77.92)   |
| Cortaderal (%)                  | 2.48 $\pm$ 1.40 (0–25.80)    | 2.23 $\pm$ 1.54 (0–18.53)    | 10.09 $\pm$ 2.45 (0–33.15)   |
| Cortadera (nro. de individuos)  | 11.95 $\pm$ 6.16 (0–85)      | 10.79 $\pm$ 5.43 (0–75)      | 46.00 $\pm$ 8.20 (0–116)     |

En 52 bordes ( $n = 19$ ,  $n = 14$  y  $n = 19$  para caminos rurales, de un carril y de dos carriles, respectivamente) se estimó la cobertura de distintos tipos estructurales de vegetación en transectas perpendiculares al sentido del camino. Se dispusieron cinco transectas a 50 m de distancia entre sí, ubicando la transecta central a la mitad de los 200 m lineales de cada borde. Sobre cada transecta se midió la longitud interceptada por cada tipo estructural de vegetación (Matteucci y Colma 1982). Los tipos estructurales de vegetación considerados (Tabla 2) fueron suelo desnudo, pastizal bajo (pastizal dominado por gramíneas de hasta 50 cm de alto), pastizal con dicotiledóneas (pastizal de gramíneas de hasta 150 cm con importante presencia de dicotiledóneas), pastizal alto (pastizal dominado por gramíneas de 50–150 cm de alto), pastizal húmedo (pastizal húmedo–inundado), laguna (agua sin vegetación flotante), talar de tala (*Celtis ehrenbergiana*) y coronillo (*Scutia buxifolia*), juncal–total de junco (*Scirpus californicus*) o totora (*Thypha* sp.) y cortaderal de cortadera (*Cortaderia selloana*). También se registró el número de individuos de tala y cortadera. El promedio de la longitud de las cinco transectas fue usado para estimar el ancho del borde y calcular su área, ya que la distancia del camino al alambrado que delimita los campos puede variar en los 200 m.

#### Análisis estadísticos

Se compararon las abundancias, los valores de conservación total y de diversidad de aves, y los valores de biomasa relativa y de diversidad de artrópodos entre los bordes de los tres tipos de caminos con ANOVA de un factor, usando el paquete estadístico Infostat (Di Rienzo et al. 2012). En los casos en los que no se cumplían los supuestos del análisis, se efectuaron las transformaciones pertinentes de los datos y para los contrastes *a posteriori* se utilizó la prueba de Tukey. Los datos de riqueza estimada no cumplieron los supuestos a pesar de las transformaciones; por lo tanto, se utilizó el análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis y comparaciones *a posteriori* de a pares. Las curvas de rarefacción y el cálculo de la riqueza estimada se realizaron con el paquete *vegan* en el programa estadístico R (R Core Team 2015).

La composición de las comunidades de aves y las variables de vegetación fueron comparadas entre los tipos de caminos con PERMANOVA (Anderson 2001) usando distancia euclidiana y 999 permutaciones con el paquete *vegan*. La composición de las comunidades de aves fue también analizada gráficamente a través de un Escalamiento No-métrico Multi-dimensional en base a medidas de distancia euclidiana, utilizando el mismo paquete.

Tabla 3. Resultados del Análisis de Componentes Principales realizado para resumir las variables de vegetación de los bordes de caminos rurales, de caminos pavimentados de un carril por mano y de caminos pavimentados de dos carriles por mano estudiados en General Madariaga, provincia de Buenos Aires. Las variables de mayor peso para cada componente se muestran en negrita.

|                             | Componente 1 | Componente 2 | Componente 3 | Componente 4 |
|-----------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Variable                    |              |              |              |              |
| Suelo desnudo               | -0.32        | <b>-0.47</b> | -0.36        | 0.01         |
| Pastizal bajo               | <b>-0.49</b> | -0.06        | <b>0.57</b>  | 0.11         |
| Pastizal con dicotiledóneas | -0.33        | -0.28        | <b>-0.55</b> | -0.03        |
| Pastizal alto               | <b>0.55</b>  | -0.33        | -0.13        | 0.05         |
| Pastizal húmedo             | 0.30         | -0.09        | 0.08         | <b>0.65</b>  |
| Laguna                      | 0.22         | 0.02         | 0.11         | <b>-0.61</b> |
| Talar                       | 0.29         | -0.30        | 0.11         | -0.28        |
| Juncal-total                | -0.05        | <b>0.58</b>  | -0.30        | -0.17        |
| Cortaderal                  | 0.12         | 0.39         | -0.31        | 0.28         |
| Autovalores                 |              |              |              |              |
| Valor                       | 1.92         | 1.66         | 1.32         | 1.29         |
| Proporción                  | 0.21         | 0.18         | 0.15         | 0.14         |
| Proporción acumulada        | 0.21         | 0.40         | 0.55         | 0.69         |

Para evaluar si la abundancia de aves de las cinco categorías de conservación difería entre los tipos de caminos se usó una Regresión Logística Multinomial (Hosmer y Lemeshow 1989), que predice la pertenencia categórica de una variable respuesta sobre la base de múltiples variables independientes. A diferencia de la Regresión Logística Binaria, la variable respuesta puede pertenecer a más de dos categorías (en este caso, los tres tipos de caminos). El análisis fue realizado con el paquete *nnet* en R.

La asociación de las distintas categorías de conservación de aves con la biomasa relativa de artrópodos fue evaluada mediante cinco modelos lineales generalizados (Crawley 2007) con el paquete *lme4* en R. La biomasa relativa de artrópodos fue incorporada como variable predictora y la abundancia de aves que consumen artrópodos (Tabla 1) de cada categoría de conservación como variable respuesta.

Las variables de vegetación se resumieron con un Análisis de Componentes Principales usando una matriz de correlación y una rotación ortogonal de los ejes para aumentar su correlación con las variables (Tabachnick y Fidel 2007). Se realizaron cinco modelos lineales generalizados en los cuales se incorporaron los primeros componentes del análisis

como variables predictoras y la abundancia de aves dentro de cada categoría de conservación como variable respuesta. Los modelos requieren que el tamaño de muestra sea 10 veces mayor que el número de variables predictoras más la constante (Crawley 2007). Como se muestreó la vegetación en 52 bordes, en las categorías de conservación 1–4 se pudieron incorporar los primeros 4 componentes, que explicaron el 69% de la variabilidad (Tabla 3). En cambio, como el tipo de camino tuvo un efecto significativo sobre la abundancia de aves de la categoría 5 (véase *Resultados*), tuvo que ser incluida como otra variable predictora. Por lo tanto, en el análisis de esta categoría solo se incorporaron los tres primeros componentes (55% de la variabilidad; Tabla 3). Para obtener el modelo mínimo se hizo una selección de modelos por eliminación de variables sobre la base del criterio de menor valor de Akaike, usando el paquete *stats* del R.

En los modelos lineales generalizados que evaluaron la asociación de las abundancias de las categorías de conservación de aves con la biomasa relativa de artrópodos y las variables de vegetación (excepto para la categoría 5) se utilizó una distribución binomial negativa, ya que los datos mostraron sobredispersión para una distribución Poisson. En todos los casos

se utilizó la función de enlace logaritmo y el área del borde se incorporó como "offset".

## RESULTADOS

Fueron registrados 593 individuos de 56 especies usando los bordes (46 especies en caminos rurales, 30 en caminos pavimentados

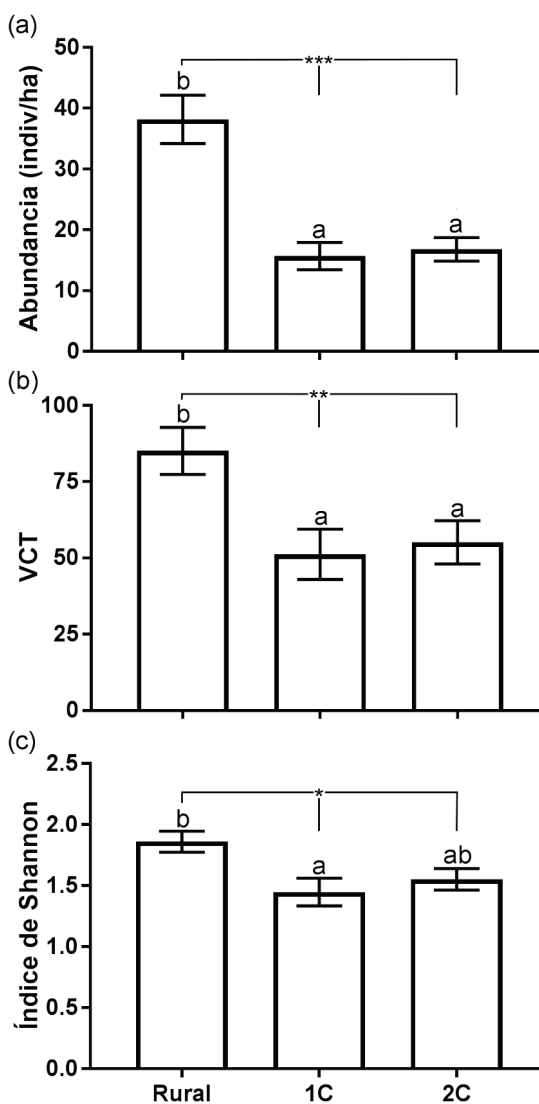


Figura 1. Abundancia (a), valor de conservación total (b) y diversidad (c) de aves en bordes de caminos rurales, de caminos pavimentados de un carril por mano (1C) y de caminos pavimentados de dos carriles por mano (2C) en General Madariaga, provincia de Buenos Aires. Los valores se expresan como promedio  $\pm$  EE. Letras diferentes sobre las columnas indican diferencias significativas entre los tipos de caminos ( $P < 0.05$ , prueba de Tukey). \*:  $P < 0.05$ , \*\*:  $P < 0.01$ , \*\*\*:  $P < 0.001$ .

de un carril por mano y 33 en caminos pavimentados de dos carriles por mano). Si se consideran las aves que volaron por encima de los bordes durante los conteos, se registraron 1260 individuos de 61 especies (Tabla 1). Los caminos rurales presentaron mayor abundancia ( $F_{2,60} = 17.82$ ,  $P < 0.001$ , ANOVA; Fig. 1a), mayor valor de conservación total ( $F_{2,60} = 6.36$ ,  $P = 0.003$ , ANOVA; Fig. 1b) y mayor riqueza de especies de aves que los otros dos tipos de caminos ( $P = 0.003$ , Kruskal-Wallis; caminos de un carril por mano vs. dos carriles:  $P > 0.05$ , un carril vs. rurales:  $P < 0.05$ , dos carriles vs. rurales:  $P < 0.05$ , comparaciones pareadas *a posteriori*; Fig. 2). Los caminos rurales también tuvieron una mayor diversidad de aves que los pavimentados de un carril ( $F_{2,60} = 4.90$ ,  $P = 0.011$ , ANOVA; Fig. 1c).

La composición de especies de aves presentó diferencias entre los tres tipos de caminos ( $Pseudo-F_{2,60} = 1.57$ ,  $P = 0.007$ , PERMANOVA). Las comunidades de los caminos pavimentados de uno y dos carriles resultaron diferentes entre sí pero no mostraron diferencias con la de los caminos rurales (un carril vs. dos carriles:  $Pseudo-F_{1,40} = 1.8$ ,  $P = 0.014$ ; un carril vs. rurales:  $Pseudo-F_{1,39} = 1.46$ ,  $P = 0.066$ ; dos carriles vs. rurales:  $Pseudo-F_{1,41} = 1.46$ ,  $P = 0.052$ ; comparaciones pareadas *a posteriori*). Además, el resultado del Escalamiento No-métrico Multidimensional mostró que los bordes de los caminos de uno y dos carriles no se super-

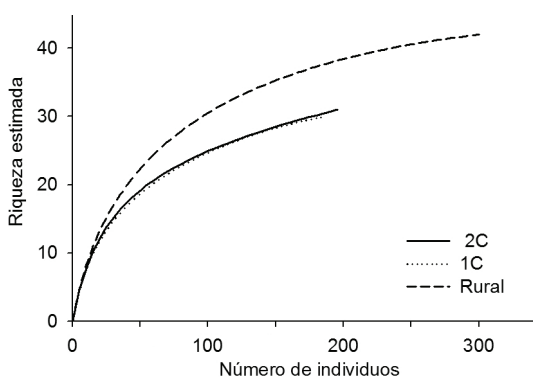


Figura 2. Curvas de rarefacción de riqueza de especies en función del número de individuos de aves en bordes de caminos rurales, de caminos pavimentados de un carril por mano (1C) y de caminos pavimentados de dos carriles por mano (2C) en General Madariaga, provincia de Buenos Aires.



Tabla 4. Coeficientes de regresión ( $\beta$ ) y valores de  $P$  de las regresiones logísticas multinomiales de la abundancia de aves de las cinco categorías de conservación entre los bordes de caminos rurales, de caminos pavimentados de un carril por mano y de caminos pavimentados de dos carriles por mano estudiados en General Madariaga, provincia de Buenos Aires. En las comparaciones Rural-Un carril y Rural-Dos carriles el tipo de camino de referencia fueron los rurales, mientras que en la comparación Un carril-Dos carriles el tipo de camino de referencia fue el de un carril.

|                        | Categoría 1 |       | Categoría 2 |       | Categoría 3 |       | Categoría 4 |       | Categoría 5 |       |
|------------------------|-------------|-------|-------------|-------|-------------|-------|-------------|-------|-------------|-------|
|                        | $\beta$     | $P$   | $\beta$     | $P$   | $\beta$     | $P$   | $\beta$     | $P$   | $\beta$     | $P$   |
| Rural-Un carril        | -0.133      | 0.162 | -0.177      | 0.136 | -0.096      | 0.173 | -0.078      | 0.244 | -0.923      | 0.020 |
| Rural-Dos carriles     | -0.155      | 0.071 | -0.261      | 0.059 | -0.141      | 0.065 | -0.154      | 0.072 | 0.102       | 0.647 |
| Un carril-Dos carriles | -0.021      | 0.818 | -0.083      | 0.499 | -0.044      | 0.593 | -0.075      | 0.414 | 1.026       | 0.009 |

ponen completamente entre sí, pero sí con los bordes de los caminos rurales (Fig. 3). Solo la abundancia de aves de la categoría 5 de conservación difirió entre los tipos de caminos, siendo mayor en los rurales y en los de dos carriles que en los de un carril (Tabla 4).

Durante los muestreos de artrópodos, en los bordes se colectaron un promedio de 11.11 individuos/día. La biomasa relativa promedio por borde fue de 51.10 individuos ponderados por tamaño/día y no difirió entre los tipos de caminos ( $F_{2,48} = 0.37$ ,  $P = 0.694$ , ANOVA). La diversidad tampoco difirió entre tipos de caminos ( $F_{2,48} = 2.70$ ,  $P = 0.077$ , ANOVA). Considerando los tres tipos de caminos en conjunto, los órdenes taxonómicos de mayor abundancia relativa registrados fueron Hymenoptera, Diptera y Araneae (Tabla 5).

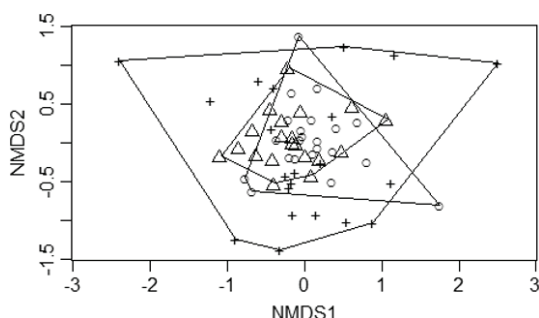


Figura 3. Representación gráfica de los dos ejes del Escalamiento No-métrico Multidimensional (NMDS) de los muestreos de aves de los bordes de caminos rurales (cruces), de caminos pavimentados de un carril por mano (triángulos) y de caminos pavimentados de dos carriles por mano (círculos) estudiados en General Madariaga, provincia de Buenos Aires.

Las variables estructurales de vegetación mostraron diferencias entre los tipos de caminos ( $Pseudo-F_{2,49} = 3.03$ ,  $P = 0.005$ , PERMANOVA). La vegetación de los caminos pavimentados de dos carriles por mano resultó diferente a la de los otros dos tipos de caminos (rurales vs. un carril:  $Pseudo-F_{1,31} = 2.12$ ,  $P = 0.096$ ; rurales vs. dos carriles:  $Pseudo-F_{1,36} = 3.36$ ,  $P = 0.006$ ; un carril vs. dos carriles:  $Pseudo-F_{1,31} = 3.78$ ,  $P = 0.015$ ; comparaciones pareadas *a posteriori*). El Análisis de Componentes Principales mostró una asociación de los caminos de dos carriles con la cobertura de juncaltotal (Fig. 4).

La oferta de artrópodos medida como biomasa relativa no afectó la abundancia de aves insectívoras de ninguna de las categorías de conservación (categoría de conserva-

Tabla 5. Abundancia relativa de los distintos órdenes taxonómicos de artrópodos capturados en trampas de caída en los bordes de caminos estudiados en General Madariaga, provincia de Buenos Aires.

|                    | %     |
|--------------------|-------|
| Hymenoptera        | 26.04 |
| Diptera            | 26.02 |
| Araneae            | 18.35 |
| Coleoptera         | 8.77  |
| Isopoda            | 7.38  |
| Acari              | 5.82  |
| Homoptera          | 3.85  |
| Orthoptera         | 1.34  |
| Opilionida         | 1.33  |
| Otros <sup>a</sup> | 1.04  |

<sup>a</sup> Incluye Lepidoptera, Blattodea, Diplopoda e Isoptera.

Tabla 6. Coeficientes de regresión ( $\beta$ ) y valores de  $P$  de los modelos lineales generalizados realizados para evaluar el efecto de los componentes (CP) del Análisis de Componentes Principales de las variables de vegetación sobre la abundancia de aves de las categorías 1, 2 y 5 de conservación en bordes de caminos rurales, de caminos pavimentados de un carril por mano y de caminos pavimentados de dos carriles por mano en General Madariaga, provincia de Buenos Aires. Solo se muestran los análisis en los que algún componente tuvo efecto significativo ( $P < 0.05$ ). Para el análisis se usó como tipo de camino de referencia al de un carril.

|              | Categoría 1 |       |         |       | Categoría 2 |       |         |       | Categoría 5 |       |         |       |
|--------------|-------------|-------|---------|-------|-------------|-------|---------|-------|-------------|-------|---------|-------|
|              | Global      |       | Mínimo  |       | Global      |       | Mínimo  |       | Global      |       | Mínimo  |       |
|              | $\beta$     | $P$   | $\beta$ | $P$   | $\beta$     | $P$   | $\beta$ | $P$   | $\beta$     | $P$   | $\beta$ | $P$   |
| CP 1         | -0.004      | 0.950 |         |       | 0.003       | 0.969 |         |       | -0.189      | 0.221 |         |       |
| CP 2         | -0.274      | 0.001 | -0.290  | 0.001 | -0.327      | 0.004 | -0.324  | 0.004 | 0.354       | 0.032 | 0.366   | 0.035 |
| CP 3         | -0.154      | 0.079 |         |       | -0.034      | 0.769 |         |       | 0.294       | 0.092 | 0.437   | 0.071 |
| CP 4         | 0.012       | 0.896 |         |       | 0.068       | 0.583 |         |       |             |       |         |       |
| Dos carriles |             |       |         |       |             |       |         |       | 2.231       | 0.004 | 2.178   | 0.005 |
| Rural        |             |       |         |       |             |       |         |       | 2.947       | 0.001 | 2.812   | 0.001 |

ción 1:  $\beta = -0.966$ ,  $P = 0.334$ , categoría 2:  $\beta = 0.979$ ,  $P = 0.327$ , categoría 3:  $\beta = 0.057$ ,  $P = 0.569$ , categoría 4:  $\beta = 0.381$ ,  $P = 0.876$ , categoría 5:  $\beta = 0.578$ ,  $P = 0.563$ ; modelos lineales generalizados). En cuanto a la vegetación, al analizar el efecto que los primeros componentes del Análisis de Componentes Principales tenían sobre la abundancia de las

aves, se encontró que el componente 2 (asociado positivamente a la cobertura de juncal-total y negativamente a suelo desnudo; Tabla 3) tuvo un efecto negativo sobre la abundancia de aves de las categorías de conservación 1 y 2, y un efecto positivo sobre la abundancia de las de la categoría 5 (Tabla 6). Las abundancias de aves de las categoría 3 y 4 no mostraron ninguna relación significativa con las variables de vegetación (componente 1:  $\beta = 0.213$ ,  $P = 0.831$ , componente 2:  $\beta = -0.394$ ,  $P = 0.694$ , componente 3:  $\beta = -1.233$ ,  $P = 0.218$ , componente 4:  $\beta = -0.571$ ,  $P = 0.568$ , categoría 3; componente 1:  $\beta = 0.011$ ,  $P = 0.905$ , componente 2:  $\beta = -0.116$ ,  $P = 0.265$ , componente 3:  $\beta = -0.225$ ,  $P = 0.051$ , componente 4:  $\beta = -0.043$ ,  $P = 0.719$ ; categoría 4; modelos lineales generalizados).

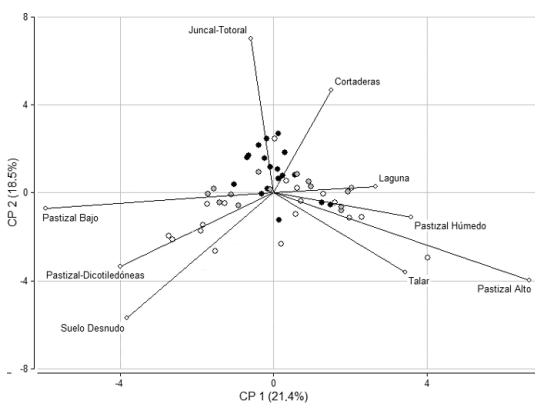


Figura 4. Representación gráfica de los primeros dos componentes del Análisis de Componentes Principales realizado para resumir las variables de vegetación de los bordes de caminos rurales (círculos blancos), de caminos pavimentados de un carril por mano (círculos grises) y de caminos pavimentados de dos carriles por mano (círculos negros) estudiados en General Madariaga, provincia de Buenos Aires. El porcentaje de la variabilidad total explicado por cada componente se muestra entre paréntesis.

## DISCUSIÓN

Este trabajo constituye una primera aproximación para el establecimiento del valor de conservación de bordes de caminos rurales y pavimentados en la Pampa Deprimida. En ese marco, se caracterizó la vegetación y la oferta de artrópodos como recursos para las aves presentes en los bordes. De las 56 especies de aves registradas usando los bordes, 6 poseen un índice de estado de conservación mayor a 10, es decir que poseen un considerable valor de conservación (López-Lanús et al. 2008). Incluso una de estas especies, *Amblyramphus holosericeus*, se encuentra actualmente en dis-

minución y está clasificada como amenazada por la IUCN (López-Lanús et al. 2008). Los resultados de este estudio apoyan lo observado por otros autores que destacan la importancia de los bordes de hábitat de la Región Pampeana para la conservación de la avifauna nativa (Goijman y Zaccagnini 2008, Di Giacomo y Lopez de Casenave 2010, Leveau y Leveau 2011).

En términos de abundancia por unidad de área, valor de conservación total y riqueza, los caminos rurales mostraron mayores valores, lo que sugiere que serían más favorables para las aves que los pavimentados. Además, la composición de especies de aves de los caminos rurales no difirió de la de los pavimentados, mientras que hubo diferencias en la composición entre ambos tipos de camino pavimentado. Sin embargo, no se detectaron diferencias en la cobertura de los distintos tipos estructurales de vegetación ni en la oferta de artrópodos entre caminos rurales y pavimentados. Más aún, la oferta de artrópodos en términos de biomasa relativa y diversidad resultó similar en los tres tipos de caminos estudiados. Los grupos de artrópodos más abundantes detectados (Hymenoptera, Diptera y Araneae) han sido señalados como componentes frecuentes de la dieta de aves (Wilson et al. 1999), lo cual indicaría que esos recursos alimenticios están disponibles para ellas. La diversidad estructural de la vegetación y la probable ausencia de aplicación de insecticidas en estos bordes podrían estar determinando la abundancia de artrópodos (Wilson et al. 1999, Vickery et al. 2009).

Es probable que variables que no han sido medidas en este estudio favorezcan el uso de los bordes por parte de las diferentes especies de aves en los caminos rurales. No se puede descartar que el menor tránsito de los caminos rurales haya favorecido la presencia de las especies más sensibles en esos bordes (Reijnen et al. 1995). Sin embargo, el efecto negativo del tránsito no explicaría por qué los caminos pavimentados de dos carriles por mano, que son más transitados, presentaron igual abundancia, igual riqueza y mayor número de especies que los de un carril por mano.

Al analizar las especies de aves de las distintas categorías de conservación por separado, se observó que solamente la abundancia de aves de la categoría más alta difirió entre los

tipos de caminos, siendo mayor en los rurales y pavimentados de dos carriles que en los pavimentados de un carril. La diferencia entre ambos caminos pavimentados podría deberse a que el 54% de los bordes de los caminos pavimentados de dos carriles se encontraban adyacentes a humedales y ninguno a cultivos de soja, mientras que solo el 5% de los bordes de los de un carril estaban ubicados adyacentes a humedales y el 35% a cultivos de soja. Además, los bordes de los de dos carriles están más asociados a la cobertura de juncal-totoral y presentan menor cantidad de suelo desnudo. Esto favoreció a las especies de la categoría más alta de conservación, ya que los modelos lineales generalizados mostraron que su abundancia se asocia positivamente con el componente 2 del Análisis de Componentes Principales (asociado positivamente con la cobertura de juncal-totoral y negativamente con el suelo desnudo). Este hallazgo puede ser entendido teniendo en cuenta que las especies más abundantes que integran esta categoría, (*Cranioleuca sulphurifera*, *Amblyramphus holosericeus*, *Anas platalea*, *Circus buffoni* y *Anas versicolor*) son aves asociadas a humedales (Orians 1980, de la Peña 2015). Además, si bien la especie restante perteneciente a esta categoría (*Rhynchotus rufescens*) no se asocia específicamente a este tipo de ambientes, habita y nidifica en sitios con vegetación densa (de la Peña 2015). Por lo tanto, esta especie podría utilizar el juncal-totoral como cobertura de escape. La importancia de la vegetación de humedal para la riqueza de aves, además de otras coberturas como árboles y cuerpos de agua, ya ha sido reportada para esta región (Weyland et al. 2014).

A diferencia de las especies de la categoría de conservación más alta, las de las categorías más bajas (categorías 1 y 2, siendo las especies de mayor abundancia *Zonotrichia capensis*, *Sicalis luteola*, *Molothrus bonariensis*, *Pitangus sulphuratus* y *Zenaida auriculata*) se verían favorecidas por la presencia de suelo desnudo, ya que su abundancia se asoció negativamente con el componente 2. Esto puede deberse a que en términos generales estas aves suelen alimentarse de insectos y semillas en el suelo (Murton et al. 1974, Fitzpatrick et al. 2004, Fraga 2011, Hilty 2011, Rising et al. 2011, de la Peña 2015). Sin embargo, dicho hábito no las vincularía únicamente al suelo desnudo, sino a la cobertura poco densa en general. Particu-

larmente, en pastizales de paja colorada (*Paspalum quadrifarium*) *Zonotrichia capensis* y *Sicalis luteola* se asocian a la cobertura de pasto alto con espacios libres entre las matas (Isacch y Martínez 2001). Otra posible explicación para este resultado es que las especies que integran las categorías 1 y 2 están asociadas a una gran diversidad de ambientes (Narosky e Yzurieta 2010, de la Peña 2015), a diferencia de las especies de las categorías restantes. Por lo tanto, podrían encontrar en los ambientes con mayor suelo desnudo un sitio aprovechable que presenta menor competencia interespecífica frente a especies menos tolerantes al disturbio.

La ausencia de tendencias claras de las abundancias de las categorías de conservación intermedias (categorías 3 y 4) con respecto a los tipos de vegetación puede entenderse teniendo en cuenta que éstas son las categorías más numerosas y las especies que incluyen están asociadas a diferentes ambientes. Entre las más abundantes de la categoría 3, *Agelasticus thilius* y *Plegadis chihi* nidifican en juncuales, mientras que *Embernagra platensis* lo hace en arbustos o paja brava (*Stipa* spp.) (de la Peña 2015). Entre las más abundantes de la categoría 4, *Pseudoleistes virescens* construye sus nidos en cortaderas, juncuales, totorales o cardos (*Cynara cardunculus*, *Carduus* spp.) (Orians 1980, Mermoz y Reboreda 1998); *Hymenops perspicillatus* nidifica principalmente en cortaderas y matas de gramíneas, mientras que *Poospiza nigrorufa* lo hace en arbustos (Pretelli e Isacch 2013, de la Peña 2015). Todas estas especies pertenecientes a la categoría 4 se alimentan preferentemente en el suelo (Orians 1980, Fitzpatrick et al. 2004, Fraga 2011, Hilty 2011, de la Peña 2015). Otras especies integrantes de estas dos categorías, de menor abundancia relativa, nidifican en el suelo (*Geositta cunicularia* y *Nothura maculosa*), mientras que otras construyen sus nidos en árboles (*Guira guira*, *Sicalis flaveola*, *Progne tapera* y *Phacellodomus striaticollis*), aunque excepto *Progne tapera* todas se alimentan en el suelo en mayor o menor medida (de la Peña 2015). Al ser sus sitios de nidificación y alimentación tan diferentes, las especies de estas categorías se asocian a una gran variedad de ambientes.

Aunque los datos reportados en este trabajo corresponden a una sola temporada y el tamaño muestral es limitado, permiten sacar

algunas conclusiones preliminares. El elevado número de especies de aves registrado en estos caminos y las asociaciones encontradas entre la abundancia de aves y las distintas coberturas de la vegetación resaltan la importancia de concebir planes para la conservación y el manejo adecuado de estos bordes. Dicha planificación deberá incluir a las medidas que se tomen en los campos adyacentes, que pueden influir en las comunidades estudiadas a una escala mayor (Cueto 2006, Batáry et al. 2010). Dada la asociación de las especies de la categoría de conservación más alta con la cobertura de juncuales y totorales, el mantenimiento de este tipo de vegetación debería considerarse al implementar cualquier plan.

#### AGRADECIMIENTOS

Agradecemos los comentarios de dos revisores anónimos que mejoraron notablemente una versión previa de este trabajo. Este estudio fue financiado con subsidios de la Neotropical Grassland Conservancy-Ritt Kellogg y del CONICET (PIP 1140100100016).

#### BIBLIOGRAFÍA CITADA

- ANDERSON MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26:32–46
- AZPIROZ AB, ISACCH JP, DIAS RA, DI GIACOMO AS, FONTANA CS Y PALAREA CM (2012) Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: a review. *Journal of Field Ornithology* 83:217–246
- BATÁRY P, MATTHIESEN T Y TSCHARNTKE T (2010) Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. conventional croplands and grasslands. *Biological Conservation* 143: 2020–2027
- BENTLEY JM Y CATTERALL CP (1997) The use of bushland, corridors, and linear remnants by birds in Southeastern Queensland, Australia. *Conservation Biology* 11:1173–1189
- BEST B (2000) The value of buffer habitats for birds in agricultural landscapes. Pp. 75–94 en: HOHMAN WL Y HALLOUM DJ (eds) *A comprehensive review of Farm Bill contributions to wildlife conservation. 1985–2000*. USDA/NRCS/WHNI Technical Report, Washington DC
- BIBBY CJ, BURGESS ND, HILL DA Y MUSTOE SH (2000) *Bird census techniques*. Academic Press, San Diego
- BURGER J Y GOCHFELD M (1996) Family Laridae (gulls). Pp. 572–623 en: DEL HOYO J, ELLIOTT A Y SARGATAL J (eds) *Handbook of the birds of the world. Volume 3. Hoatzin to auks*. Lynx Edicions, Barcelona

- CABOT J (1992) Family Tinamidae (tinamous). Pp. 112–138 en: DEL HOYO J, ELLIOTT A Y SARGATAL J (eds) *Handbook of the birds of the world. Volume 1. Ostrich to ducks*. Lynx Edicions, Barcelona
- CODESIDO M, GONZÁLEZ-FISCHER C Y BILENCA D (2011) Distributional changes of landbird species in agroecosystems of central Argentina. *Condor* 113:266–273
- CODY M (2005) Family Mimidae (mockingbirds and thrashers). Pp. 448–495 en: DEL HOYO J, ELLIOTT A Y CHRISTIE DA (eds) *Handbook of the birds of the world. Volume 10. Cuckoo-shrikes to thrushes*. Lynx Edicions, Barcelona
- COLLAR NJ (2005) Family Turdidae (thrushes). Pp. 514–807 en: DEL HOYO J, ELLIOTT A Y CHRISTIE DA (eds) *Handbook of the birds of the world. Volume 10. Cuckoo-shrikes to thrushes*. Lynx Edicions, Barcelona
- CONOVER RR, BURGER LW Y LINDER ET (2007) Winter avian community and sparrow response to field border width. *Journal of Wildlife Management* 71:1917–1923
- CRAWLEY MJ (2007) *The R book*. John Wiley & Sons, Chichester
- CUETO VR (2006) Escalas en ecología: su importancia para el estudio de la selección de hábitat en aves. *Hornero* 21:1–13
- DI GIACOMO AS Y DI GIACOMO AG (2004) Extinción, historia natural y conservación de las poblaciones del Yetapá de Collar (*Alectrurus risora*) en la Argentina. *Ornitología Neotropical* 15:145–157
- DI GIACOMO AS Y LOPEZ DE CASENAVE J (2010) Use and importance of crop and field-margin habitats for birds in a Neotropical agricultural ecosystem. *Condor* 112:283–293
- DI RIENZO JA, CASANOVES F, BALZARINI MG, GONZÁLEZ L, TABLADA M Y ROBLEDOW CW (2012) *InfoStat. Software estadístico*. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba (URL: <http://www.infostat.com.ar/>)
- FILLOY J Y BELLOCQ MI (2007) Patterns of bird abundance along the agricultural gradient of the Pampean Region. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 120:291–298
- FITZPATRICK JW, BATES JM, BOSTWICK KS, CABALLERO IC, CLOCK BM, FARNSWORTH A, HOSNER P, JOSEPH L, LANGHAM G, LEBBIN D, MOBLEY J, ROBBINS M, SCHOLEE E, TELLO J, WALTHER B Y ZIMME K (2004) Family Tyrannidae (tyrant-flycatchers). Pp. 170–462 en: DEL HOYO J, ELLIOTT A Y CHRISTIE DA (eds) *Handbook of the birds of the world. Volume 9. Cotingas to pipits and wagtails*. Lynx Edicions, Barcelona
- FRAGA RM (2011) Family Icteridae (New World blackbirds). Pp. 684–807 en: DEL HOYO J, ELLIOTT A Y CHRISTIE DA (eds) *Handbook of the birds of the world. Volume 16. Tanagers to New World blackbirds*. Lynx Edicions, Barcelona
- GOIJMAN AP Y ZACCAGNINI ME (2008) The effects of habitat heterogeneity on avian density and richness in soybean fields in Entre Ríos, Argentina. *Hornero* 23:67–76
- HENWOOD WD (1998) An overview of protected areas in the temperate grasslands biome. *Parks* 8:3–8
- HILTY SL (2011) Family Thraupidae (tanagers). Pp. 46–329 en: DEL HOYO J, ELLIOTT A Y CHRISTIE DA (eds) *Handbook of the birds of the world. Volume 16. Tanagers to New World blackbirds*. Lynx Edicions, Barcelona
- HINSLEY SA Y BELLAMY PE (2000) The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: a review. *Journal of Environmental Management* 60:33–49
- HOSMER DW Y LEMESHOW S (1989) *Applied logistic regression*. Wiley Interscience, Nueva York
- ISACCH JP Y MARTÍNEZ MM (2001) Estacionalidad y relaciones con la estructura del hábitat de la comunidad de aves de pastizales de paja colorada (*Paspalum quadrifarium*) manejados con fuego en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ornitología Neotropical* 12:345–354
- KLEIJN D Y SNOEIJING GIJ (1997) Field boundary vegetation and the effects of agrochemical drift: botanical change caused by low levels of herbicide and fertilizer. *Journal of Applied Ecology* 34:1413–1425
- KRAPOVICKAS S Y DI GIACOMO AS (1998) Conservation of Pampas and Campos grasslands in Argentina. *Parks* 8:47–53
- KREBS CJ (1989) *Ecological methodology*. Harper Collins, Nueva York
- KROODSMA D Y BREWER D (2005) Family Troglodytidae (wrens). Pp. 356–447 en: DEL HOYO J, ELLIOTT A Y CHRISTIE DA (eds) *Handbook of the birds of the world. Volume 10. Cuckoo-shrikes to thrushes*. Lynx Edicions, Barcelona
- LEVEAU LM Y LEVEAU CM (2004) Riqueza y abundancia de aves en agroecosistemas pampeanos durante el período post-reproductivo. *Ornitología Neotropical* 15:371–380
- LEVEAU LM Y LEVEAU CM (2011) Uso de bordes de cultivo por aves durante invierno y primavera en la Pampa Austral. *Hornero* 26:159–161
- LÓPEZ-LANÚS B, GRILLI P, DI GIACOMO AS, COCONIER EE Y BANCHS R (2008) *Categorización de las aves de la Argentina según su estado de conservación*. Aves Argentinas/AOP y Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Buenos Aires
- MARSHALL EJ Y MOONEN AC (2002) Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89:5–21
- MATHEU E Y DEL HOYO J (1992) Family Threskiornithidae (ibises and spoonbills). Pp. 472–506 en: DEL HOYO J, ELLIOTT A Y SARGATAL J (eds) *Handbook of the birds of the world. Volume 1. Ostrich to ducks*. Lynx Edicions, Barcelona
- MATTEUCCI SD Y COLMA A (1982) *Metodología para el estudio de la vegetación*. OEA, Washington DC
- MERMOZ ME Y REBOREDA JC (1998) Nesting success in brown-and-yellow mashbirds: effects of timing, nest site, and brood parasitism. *Auk* 115:871–878

- MILLER JR Y CALE P (2000) Behavioral mechanisms and habitat use by birds in a fragmented agricultural landscape. *Ecological Applications* 10:1732–1748
- MURTON RK, BUCHER EH, NORES M Y REARTES J (1974) The ecology of the Eared Dove (*Zenaida auriculata*) in Argentina. *Condor* 76:80–88
- NAROSKY T E Y ZURIETA D (2010) *Aves de Argentina y Uruguay. Guía de identificación*. Vázquez Mazzini Editores, Buenos Aires
- ORIAN GH (1980) *Some adaptations of marsh-nesting blackbirds*. Princeton University Press, Princeton
- PAYNE RB (1997) Family Cuculidae (cuckoos). Pp. 507–679 en: DEL HOYO J, ELLIOTT A Y SARGATAL J (eds) *Handbook of the birds of the world. Volume 4. Sandgrouse to cuckoos*. Lynx Edicions, Barcelona
- DE LA PEÑA MR (2015) *Aves argentinas. Incluye nidos y huevos*. Eudeba y Ediciones Universidad Nacional del Litoral, Buenos Aires y Santa Fe
- PIERCE RJ (1996) Family Recurvirostridae (stilts and avocets). Pp. 332–347 en: DEL HOYO J, ELLIOTT A Y SARGATAL J (eds) *Handbook of the birds of the world. Volume 3. Hoatzin to auks*. Lynx Edicions, Barcelona
- PIERSMA T Y WIERSMA P (1996) Family Charadriidae (plovers). Pp. 384–442 en: DEL HOYO J, ELLIOTT A Y SARGATAL J (eds) *Handbook of the birds of the world. Volume 3. Hoatzin to auks*. Lynx Edicions, Barcelona
- PRETELLI MG E ISACCH JP (2013) Breeding biology of Spectacled Tyrant (*Hymenops perspicillatus*) in the southeastern Pampas region, Argentina. *Wilson Journal of Ornithology* 125:275–279
- R CORE TEAM (2015) *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Viena (URL: <http://www.R-project.org/>)
- REIJNEN R Y FOPPEN R (1994) The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. I. Evidence of reduced habitat quality for willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) breeding close to a highway. *Journal of Applied Ecology* 31:85–94
- REIJNEN R, FOPPEN R, TER BRAAK C Y THISSEN J (1995) The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology* 32:187–202
- REMSEN JV (2003) Family Furnariidae (ovenbirds). Pp. 162–357 en: DEL HOYO J, ELLIOTT A Y CHRISTIE DA (eds) *Handbook of the birds of the world. Volume 8. Broadbills to tapaculos*. Lynx Edicions, Barcelona
- RISING JD, JARAMILLO A, COPETE JL, RYAN PG Y MADGE SC (2011) Family Emberizidae (buntings and New World sparrows). Pp. 428–683 en: DEL HOYO J, ELLIOTT A Y CHRISTIE DA (eds) *Handbook of the birds of the world. Volume 16. Tanagers to New World blackbirds*. Lynx Edicions, Barcelona
- SIIA (2013) *Sistema Integrado de Información Agropecuaria*. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, Buenos Aires (URL: <http://www.siaa.gov.ar/>)
- SMITH MD, BARBOUR PJ, BURGER LW Y DINSMORE SJ (2005) Density and diversity of overwintering birds in managed field borders in Mississippi. *Wilson Bulletin* 117:258–269
- SORIANO A, LEÓN RJC, SALA OE, LAVADO RS, DEREGIBUS VA, CAUHÉPÉ MA, SCAGLIA OA, VELÁZQUEZ CA Y LEMCOFF JH (1991) Río de la Plata grasslands. Pp. 367–407 en: COUPLAND RT (ed) *Ecosystems of the world. Volume 8A. Natural grasslands: introduction and Western Hemisphere*. Elsevier, Amsterdam
- TABACHNICK BG Y FIDEL LS (2007) *Using multivariate statistics*. Pearson, Boston
- TURNER A (2004) Family Hirundinidae (swallows and martins). Pp. 602–685 en: DEL HOYO J, ELLIOTT A Y CHRISTIE DA (eds) *Handbook of the birds of the world. Volume 9. Cotingas to pipits and wagtails*. Lynx Edicions, Barcelona
- VICKERY JA, FEBER RE Y FULLER RJ (2009) Arable field margins managed for biodiversity conservation: a review of food resource provision for farmland birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133:1–13
- VIGLIZZO EF, LERTORA FA, PORDOMINGO AJ, BERNARDOS JN, ROBERTO ZE Y DEL VALLE H (2001) Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the Pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83:65–81
- WEYLAND F, BAUDRY J Y GHERSA CM (2014) Rolling Pampas agroecosystem: which landscape attributes are relevant for determining bird distributions? *Revista Chilena de Historia Natural* 87:1
- WHITE CM, OLSEN PD Y KIFF IF (1994) Family Falconidae (falcons and caracaras). Pp. 216–275 en: DEL HOYO J, ELLIOTT A Y SARGATAL J (eds) *Handbook of the birds of the world. Volume 2. New World vultures to guinea fowl*. Lynx Edicions, Barcelona
- WIENS JA (1995) Habitat fragmentation: island vs. landscape perspectives on bird conservation. *Ibis* 137 (Suppl.):97–104
- WILSON JD, MORRIS AJ, ARROYO BE, CLARK SC Y BRADBURY RB (1999) A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 75:13–30
- ZAHN A, ENGLMAIER I Y DROBNY M (2010) Food availability for insectivores in grasslands-arthropod abundance in pastures, meadows and follow land. *Applied Ecology and Environmental Research* 8:87–100