



PUNTOS CALIENTES Y FACTORES ASOCIADOS AL ATROPELLO DE AVES RAPACES EN UNA RUTA COSTERA DE LA ZONA SEMIÁRIDA DE CHILE CENTRAL

Víctor Bravo-Naranjo¹ · César Piñones-Cañete² · Heraldo V. Norambuena^{2,3,4} · Carlos Zuleta¹

¹Laboratorio de Ecología de Vertebrados, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad de La Serena, Colina El Pino, La Serena, Chile.

²Red de Observadores de Aves y Vida Silvestre de Chile (ROC), Santiago, Chile.

³Departamento de Zoología, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile.

⁴Centro de Estudios Agrarios y Ambientales, Casilla 164, Valdivia, Chile.

E-mail: Víctor Bravo-Naranjo · victor.bravon@userena.cl

Resumen · Los impactos crecientes de la infraestructura vial sobre la vida silvestre se encuentran entre las once principales amenazas a la conservación de la biodiversidad. Las aves son uno de los grupos más amenazados, principalmente a través de colisiones directas con el tráfico rodado y por la fragmentación de sus hábitats. Caracterizamos el ensamble de rapaces impactadas en una carretera costera del centro-norte de Chile y analizamos la posible relación entre zonas de alta densidad de impactos con algunas variables del paisaje. Entre abril de 2016 y junio de 2017 registramos 86 carcargas de rapaces, nueve especies pertenecientes a cinco familias, de las cuales *Tyto alba*, *Milvago chimango* y *Bubo virginianus* fueron las aves con una mayor frecuencia de atropellos. Los impactos se concentraron entre febrero y abril de 2017. En los tramos estudiados, detectamos ocho puntos calientes que incluyeron el 37% de los impactos y determinamos que al menos cinco variables podrían estar relacionadas con estos eventos: i) una mayor superficie cubierta de árboles, ii) un escaso número de postes de alumbrado público, iii) sitios más cercanos a quebradas, iv) tramos de carretera sin curvas y v) de doble vía favorecerían el atropello de este grupo de aves en el tramo estudiado. Además, las colisiones de las especies de rapaces registradas en este estudio se podrían deber a la disponibilidad de presas en los bordes de la carretera y a las estrategias de forrajeo y ecología de estas aves, especialmente en temporada de crianza.

Abstract · Roadkill hotspots and factors associated to death of raptors on a road in central Chile

The pressures of road infrastructure on wildlife are among the eleven main threats to biodiversity conservation. Birds are one of the most threatened groups, mainly through direct collisions with road traffic and the fragmentation of their habitats. We characterized the assemblage of raptors that were impacted on a coastal highway in central Chile and analyzed the possible relationship between areas with high impact density and some landscape variables. Between April 2016 and June 2017 we registered 86 raptor carcasses, nine species belonging to five different families, among which *Tyto alba*, *Milvago chimango*, and *Bubo virginianus* were the birds with a higher frequency of roadkills. These impacts were concentrated between February and April 2017. In the sections studied, we detected eight hot spots that included 37% of the impacts and found at least five variables related to these road kill hot spots: i) A larger surface covered with trees, ii) a small number of lighting poles, iii) sites closer to creeks, iv) road sections without curves, and v) double tracks would favor roadkills for these birds in the studied site. Additionally, collisions for the different species of raptors recorded in this study could be due to the availability of prey on the edges of the road, their foraging strategies, and the ecology of these birds, especially during breeding season.

Key words: Central Chile · Raptors · Roadkills · Strigiformes · *Tyto alba*.

INTRODUCCIÓN

Los efectos negativos de las carreteras sobre la vida silvestre y los ecosistemas han provocado que este tipo de infraestructuras se encuentren entre las 11 amenazas principales a la biodiversidad (Salafsky et al. 2008). Sus efectos sobre la vida silvestre comienzan desde su construcción, que conlleva modificaciones en el uso de suelo y la pérdida de hábitat (MEA 2005, Souza et al. 2015), hasta su funcionamiento, que tiene efectos a mediano y largo plazo. Estos incluyen cambios en la dinámica de los ecosistemas, contaminación puntual (e.g. químicos) y difusa (e.g. luz y ruido), desplazamientos de animales, alteración de la conducta y muerte directa por atropellamiento, siendo esta última mayor a la mortandad de fauna reportada por caza (Forman & Alexander 1998, Spellerberg 1998, Jaeger et al. 2005, Coffin 2007).

Los atropellos a la fauna varían de acuerdo al tipo de especie y la región geográfica (Hobday & Minstrell 2008), así como los factores relacionados con las colisiones (Gunson et al. 2011). En el caso particular de las aves, los efectos negativos están asociados principalmente a su conducta y a las altas tasas de dispersión de estas especies (Van Houtan et al. 2007). Las aves son

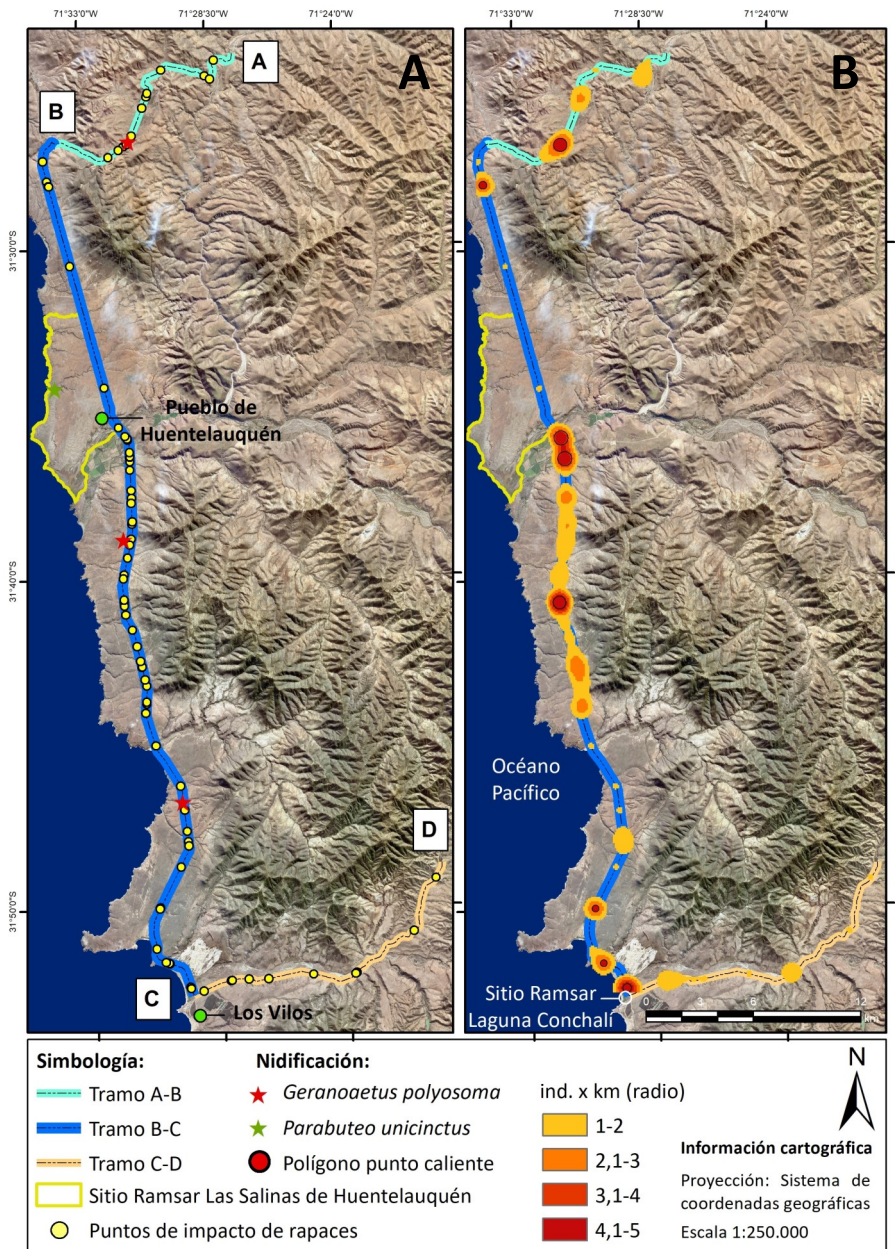


Figura 1. Tramos experimentales de la carretera estudiada y localización de impactos (1A) y puntos calientes de colisiones de rapaces con el tráfico rodado (1B) en la Provincia del Choapa, Región de Coquimbo, Chile.

atraídas a las carreteras por la concentración de recursos, en especial de alimento (Rytwinski & Fahrig 2012), como semillas, invertebrados, reptiles, roedores, aves pequeñas y carroña (Howes 1977). Si bien la presencia de carreteras podría generar un efecto positivo sobre algunas especies de aves, como las rapaces, al ofrecer una nueva superficie de caza (Morelli et al. 2014), ello es discutible dado que los efectos negativos de la infraestructura vial sobrepasan con creces los efectos positivos señalados para varias especies de vertebrados (Fahrig & Rytwinski 2009).

Entre las aves, los Passeriformes y Strigiformes representan los grupos más afectados por atropellos (Taylor & Goldingay 2004, Benítez-López et al. 2010, Boves & Belthoff 2012, Saavedra et al. 2018). Las rapaces son altamente vulnerables a las colisiones por vehículos dada su baja abundancia (Jullien & Thiollay 1996). En Chile, las amenazas a la conservación de las rapaces por esta causa han sido destacadas por Jaksic & Jiménez (1986) y Figueroa et al. (2017), quienes además de señalar la caza ilegal, la disminución de hábitat y el descenso de la disponibilidad de alimento, sugieren que los

atropellos representan una importante amenaza, especialmente para la lechuza de campanario (*Tyto alba*).

En Chile no hay muchos estudios sobre el atropellamiento de aves rapaces (cf. Muñoz-Pedrerros & Norambuena 2011, Raimilla et al. 2012). La mayoría son registros anecdóticos ocasionales sobre el número de impactos y posible amenaza de las carreteras para la fauna y las rapaces en particular. El objetivo de esta investigación fue evaluar los factores que están incidiendo en las colisiones de rapaces en un tramo de una carretera en Chile central a través de i) una determinación de las especies de aves rapaces impactadas por vehículos, ii) un examen de la temporalidad de los impactos y iii) un análisis de las posibles variables asociadas a la concentración de las colisiones.

MÉTODOS

Área de estudio. La zona de estudio está localizada en la zona mediterránea de Chile central, que presenta un bioclima mediterráneo xérico-costero (Luebert & Pliscoff 2006).

Esta zona está marcada por una variación interanual de precipitaciones, con periodos de sequías frecuentes asociadas al ciclo El Niño Oscilación Sur (ENOS). La temperatura tiende a ser menor en la costa que en las zonas bajas interiores (15 km tierra adentro), presentando estas últimas una mayor variación térmica debido a la menor acumulación de nubosidad. De acuerdo al tipo de vegetación, el área corresponde al matorral desértico mediterráneo costero, donde dominan *Bahia ambrosioides* y *Haplopappus foliosus* y con presencia importante de *Puya chilensis* (Luebert & Pliscoff 2006). Cabe destacar el carácter transicional de este territorio debido a la presencia de componentes representativos de los matorrales costeros desérticos (e.g. *Oxalis gigantea*) del norte de Chile, como también formaciones arborescentes (e.g. *Schinus latifolius*) correspondientes a pisos de vegetación característicos de zonas de Chile central.

El tramo estudiado comprendió la red vial que une las localidades de Canela Baja (31°24'6.40"S, 71°27'30.69"E) con Las Vacas (31°48'44.83"S, 71°20'41.69"E), al noreste de la ciudad de Los Vilos en la Provincia del Choapa, Región de Coquimbo, Chile. Este trayecto abarcó tres tramos de carretera con diferentes características: a) un tramo de calzada simple de la ruta D-71 (A-B) entre Canela Baja y la Ruta 5 (Figura 1), de una extensión de 15,4 km, b) un tramo de calzada doble de la Ruta Panamericana 5 Norte (B-C), entre Los Vilos y Angostura de Gálvez, de aproximadamente 51,3 km y, por último, c) un tramo de 18,3 km de calzada simple de la ruta D-85 (C-D), entre el cruce Conchalí y la Cuesta Cavilolén (Figura 1), en Las Vacas. El tramo A-B presenta diferentes grados de cobertura vegetal, concentrándose remanentes de vegetación nativa en fondos de quebrada adyacentes a la ruta. Los terrenos planos, que constituyen la mayor proporción de este tramo, presentan escasa cobertura vegetal debido al uso agrícola de la zona, existiendo en el lugar pequeñas plantaciones de olivos (*Olea europea*) y algunos eucaliptos (*Eucalyptus* spp.) dispuestos en paralelo a la calzada de la carretera como medida de atenuación de los fuertes vientos de la zona.

Por su parte, el tramo B-C se inserta en una zona de matorral desértico litoral, presentando un componente arbustivo relativamente bajo (hasta 60 cm) y de cobertura variable. La formación arbustiva se desarrolla en una pequeña franja en los acantilados, existiendo diversos grados de erosión en áreas de llanos costeros. Las especies representativas de este sector son: *B. ambrosioides*, *Eulychnia castanea*, *Puya venusta* y *Cistanthe grandiflora*. Dado que esta vía comunica la capital del país con La Serena y otras ciudades de la Región de Coquimbo, presenta un mayor flujo vehicular en el periodo estival (MOP 2017) en comparación con los otros tramos.

El tramo B-C de la carretera tiene un límite de velocidad de 120 km/h y en ella destacan los asentamientos rurales de Huentelauquén Norte y Sur, con 300 y 110 viviendas respectivamente, albergando una población de alrededor de 1.000 personas (Vergara et al. 2005). En esta sección del área de estudio se localizan dos áreas naturales protegidas: el sitio Ramsar Laguna Conchalí, en la Comuna de Los Vilos, con cerca de 34 ha, y el sitio Ramsar Las Salinas de Huentelauquén en la Comuna de Canela, que abarca 2.772 ha (Carrasco-Lagos et al. 2015). Ambas áreas protegidas corresponden a desembocaduras de cursos de agua. Tienen su límite este en la Ruta 5 y se encuentran rodeadas de terrenos agrícolas y ganaderos cercanos a infraestructura domiciliaria, comercial

y plantaciones forestales.

El último tramo (C-D) se inserta en los cordones transversales costeros de la Cuesta Cavilolén, donde encontramos especies representativas del bosque y matorral esclerófilo semiárido como *Drimys winteri*, *Quillaja saponaria*, *Peumus boldus*, *Acacia caven*, *Cryptocarya alba* y *Kageneckia oblonga* (Marticorena et al. 2001). En este tramo existen áreas de pastoreo de ganado y sectores con plantaciones de eucaliptos al costado de la ruta. La presencia humana en este tramo es escasa y corresponde a propietarios de segundas residencias (que no las habitan regularmente), parceleros y ganaderos. Al igual que en el tramo A-B, esta sección tiene un límite de velocidad de 80 km/h.

Registro de fatalidades. Los registros de aves impactadas a lo largo de la ruta fueron realizados entre abril de 2016 y junio de 2017. Las carcasas fueron revisadas para evidenciar signos de impactos directos, como contusiones, y descartar la muerte por caza o electrocuciones (e.g. quemaduras en sus extremidades) con la línea de transmisión eléctrica (Ferrer 2012). Una persona de nuestro equipo (CP) recorrió la ruta una vez por semana (n = 52) entre las 8:00 y 10:00 de la mañana, totalizando 110 horas de muestreo y 4.420 km recorridos. Durante cada recorrido se observó ambos lados de la carretera conduciendo un vehículo a una velocidad constante de 60 km/h, según lo propuesto por Ramp et al. (2005), considerando el área pavimentada y dos metros de buffer. Cada individuo impactado fue fotografiado, registrando su localización mediante GPS, y clasificado a nivel de especie según Jaramillo (2005). En los casos que fueron posibles, se identificó sexo y edad (e.g. adulto o juvenil). Cada individuo fue retirado de la calzada para evitar el doble conteo y calculamos por cada mes la tasa de mortalidad dividiendo el número de carcasas encontradas entre el número de km recorridos (Hegel et al. 2012, Seijas et al. 2013, Bauni et al. 2017).

Análisis espacial y estadístico. Para evaluar las áreas de concentración de atropellos y las variables asociadas a estos, se elaboró un mapa de puntos calientes. Para ello, ingresamos todos los puntos de localización de los impactados en ArcMap 10,5 (ESRI 2017) y realizamos un análisis de densidad para entidades de puntos mediante Kernel, que permite identificar concentración de fatalidades (Gitman & Levine 1970). Para ello, siguiendo a Malo et al. (2004), utilizamos un radio de un kilómetro usando las herramientas de análisis espacial. Este método ya ha sido señalado como un paso adecuado para la evaluación de fatalidades (Ramp et al. 2005).

Se seleccionaron los sitios cuya densidad de aves impactadas fue superior a 3 ind./km (N = 8), ya que el número máximo registrado fue de 4 ind./km de radio. Para cada uno de estos se construyó un polígono utilizando el perímetro del área demarcada con la densidad, estimada mediante Kernel, y se ingresó el punto del centro geométrico del polígono resultante a un GPS para luego analizar en terreno las variables ambientales del punto caliente. Se utilizaron la presencia (1) y ausencia (0) de atropellos como variable respuesta para explicar la concentración de fatalidades, utilizando modelos lineales generalizados (GLM) con distribución binomial (Sokal & Rohlf 1995). Para las ausencias, se generaron puntos al azar sobre la línea de carretera separados por 100 m me-

Tabla 1. Código y definición de las variables seleccionadas, unidad de medida y tipo en los sitios con presencia y ausencia de atropellos de aves rapaces.

Código	Definición	Tipo de variable
A	Superficie cubierta por árboles (m ²)	Continua
B	Número de postes de alumbrado	Continua
C	Distancia a centros poblados (km)	Continua
D	Presencia de quebradas	Factor (Sí/No)
E	Distancia a quebradas (km)	Continua
F	Distancia a zonas de cultivos (km)	Continua
G	Curvatura de la carretera	Factor (Recta/Curva)
H	Tipo de carretera (TC)	Factor (Calzada simple/Calzada doble)
I	Cobertura vegetal (CV)	Factor (abundante, escaso y muy escaso) medida en relación al porcentaje de cobertura horizontal de la fotografía

dianete las funciones de muestreo de ArcMap, a los cuales les fue asignado un número para su identificación. Se descartaron los puntos que cayeron dentro de los polígonos de puntos calientes, para luego seleccionar los ocho puntos mediante la función *sample* de R (R Core Team 2017), considerando muestras sin reemplazo, para evitar que el mismo punto fuera seleccionado dos veces. Los puntos resultantes se ingresaron al GPS, al igual que los sitios de presencia.

Se identificaron 9 variables (predictoras o explicativas) que podrían relacionarse con los impactos en los puntos calientes (ver Tabla 1). Para cuantificarlas, se tomaron fotografías aéreas en los puntos de presencia y ausencia de impactos con un dron Phantom 3 profesional, equipado con una cámara de 35 mm en posición cenital, a una altura de 100 m. Estas fotografías se complementaron con imágenes satelitales de Google Earth Pro. Las fotografías obtenidas cubrieron una longitud aproximada de 150 m lineales y con ellas determinamos las variables B, G, H (Tabla 1). Con fotografías a nivel del pecho, con una cámara réflex y un lente de 15 mm, se obtuvo la información para la cobertura vegetal.

Desarrollamos y ajustamos 503 modelos candidatos en R (R Core Team 2017) con las distintas combinaciones de variables y las comparamos con el modelo base (modelo nulo sin variables explicativas), con el fin de evaluar la fuerza de la influencia de éstas sobre la respuesta de modelos con variables predictivas (von Eye et al. 2012). El análisis mediante modelos lineales generalizados es apropiado para modelar efectos de variables respuesta y continuas que dependen de variables discretas, como presencia/ausencia (1/0), asumiendo en este sentido errores con distribución binomial. La selección del modelo de mejor ajuste se realizó usando el criterio de información de Akaike (AIC) ajustado para muestras pequeñas (AICc) y sus pesos relativos (AICcw, Burnham & Anderson 2002).

RESULTADOS

En el área de estudio se registraron 86 impactos de rapaces con vehículos. Las carcasas comprendieron nueve especies de estas aves, pertenecientes a cuatro órdenes y cinco familias (Tabla 2). Las mayores frecuencias de carcasas pertenecieron a *T. alba*, seguido del tijuque (*Milvago chimango*). La tasa de atropellamiento mensual promedio \pm SD fue de 0,01 \pm 0,01 ind. km/año, registrándose el mayor número de atropellos entre los meses de febrero, marzo y abril de 2017. Estos meses representaron el 69,4% del total de los atropellos. Para junio, julio y agosto (invierno) del año 2016 no se encontraron aves impactadas en los tramos estudiados.

La distribución espacial de las rapaces impactadas en la carretera no fue uniforme. Así, fueron detectados ocho pun-

tos calientes que concentraron el 37% (n = 32) de las colisiones, que se localizaron principalmente en la carretera concesionada (Figura 1b). De estos, dos puntos se ubicaron en la zona aledaña al Sitio Ramsar Las Salinas de Huentelauquén y uno al Sitio Ramsar Laguna Conchalí. El promedio de aves impactadas en los puntos calientes fue de cuatro individuos (95% IC 3-5), siendo la moda tres individuos. En la carretera doble vía se presentaron 71 individuos impactados (82,6%). Sin embargo, no existieron diferencias estadísticas ($\chi^2 = 6,7$, $df = 3$, $P = 0,007$) entre los atropellos entre la doble vía y la carretera de una vía, considerando todos los registros obtenidos por estación (verano, otoño, invierno y primavera).

Tres de los modelos donde se evaluó la relación entre los puntos calientes y las variables del ecosistema recibieron un fuerte apoyo ($\Delta AICc < 2.0$), y dos presentaron la misma importancia al explicar los atropellos (Modelos 1 y 2, Tabla 3). Estos coinciden con las siguientes variables: A (superficie cubierta por árboles), B (número de postes de alumbrado) y G (curvatura de la carretera). Ambos modelos (1 y 2) difieren al presentar las variables E (distancia a quebradas) y H (tipo de carretera), respectivamente.

De acuerdo al valor de Akaike (AICc), los modelos de mejor calificación recibieron 1,5 veces el soporte del modelo nulo (Tabla 3) y en su conjunto representan el 60 % del peso AIC (Acu $W_i = 0,60$) del total de modelos candidatos. Con respecto a las variables explicativas, los modelos sugieren que los atropellos resultan de una combinación de factores, donde la probabilidad de colisión de las rapaces se encuentra en una relación positiva con la superficie cubierta por árboles, pero negativa con el número de postes de alumbrado y de la distancia hacia quebradas. Asimismo, la carretera también influyó, existiendo una mayor probabilidad de atropellos cuando era de doble calzada y recta (Figura 2).

DISCUSIÓN

Nuestros resultados coinciden parcialmente con otros estudios que señalan un aumento de colisiones en la temporada reproductiva (e.g. Grilo et al. 2014) ya que, en este caso, el mayor número de accidentes se concentró al final del verano: en febrero del 2017 se registró el mayor número de carcasas, coincidiendo con los meses de máximo flujo vehicular en la ruta 5 (MOP 2017), donde parte de las personas se desplaza hacia el norte y sur del país por vacaciones; sin embargo, no se pueden explicar las colisiones únicamente por esta causa, lo que coincide con los planteamientos de Grilo et al. (2015), ya que nuestros datos también revelaron que se produjo un gran número de colisiones en marzo y abril, meses en que el tráfico disminuyó aproximadamente en un 50%. A pesar de lo anterior, sí podemos relacionar las colisio-

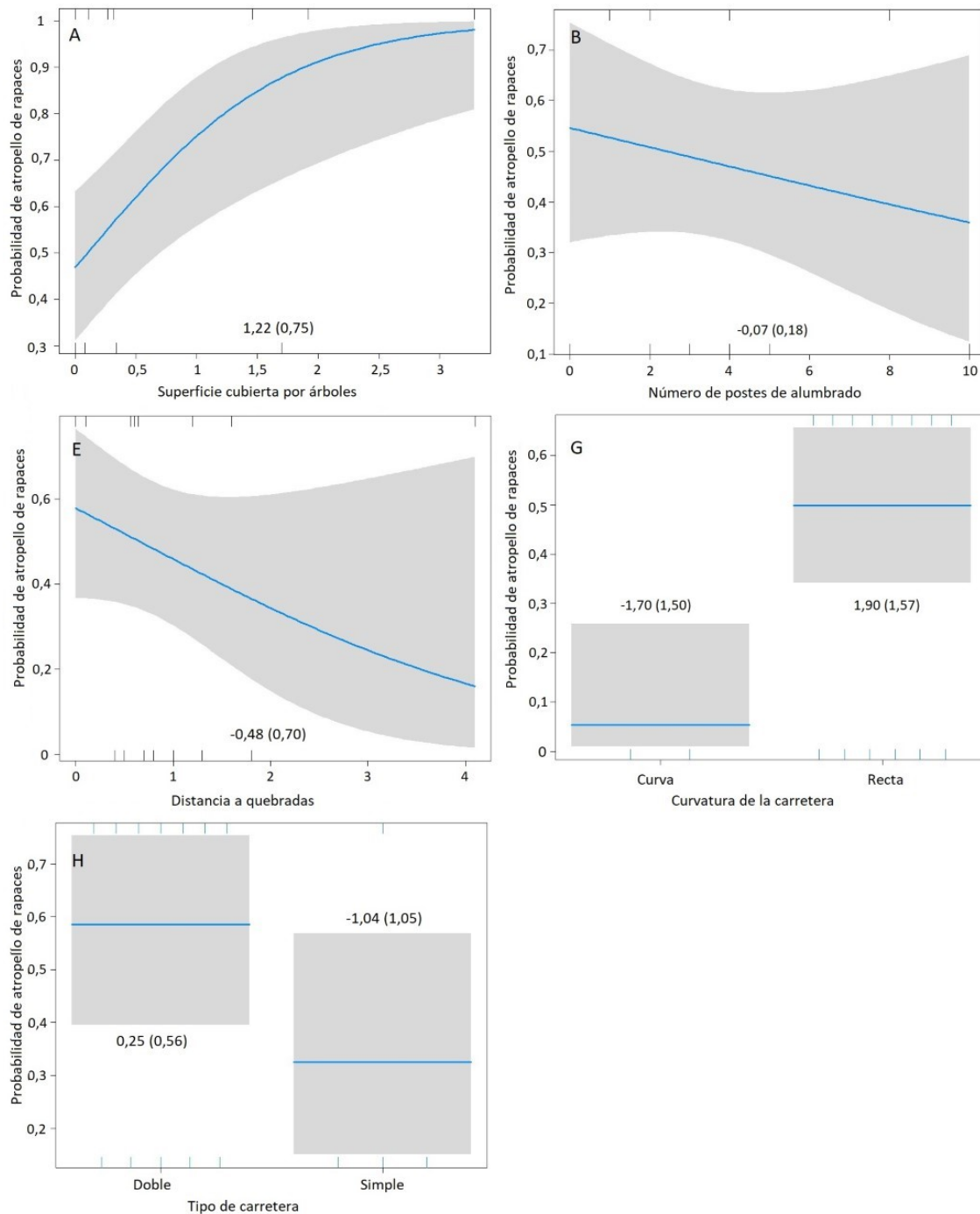


Figura 2. Probabilidad de impactos de rapaces en el área de estudio de acuerdo a la variable linealidad de la carretera. La línea negra representa el estimado, la barra gris el intervalo de confianza al 95%, y las líneas verticales bajo y sobre el polígono las observaciones (puntos calientes).

nes con el tipo de carretera, ya que al menos en este tramo de doble vía, la velocidad máxima permitida es de 120 km/h y la mayor parte de la carretera es lineal; entonces, la distancia de iniciación de vuelo cuando las aves se enfrentan a los vehículos, que se acercan a altas velocidades, disminuye considerablemente, especialmente en falcónidos (Hodson 1962, DeVault et al. 2014, Santos et al. 2016).

Rapaces de esta familia, como *Falco sparverius* y *M. chimango*, fueron observados frecuentemente alimentándose de mamíferos atropellados, como zorros (*Lycalopex griseus*), conejos (*Oryctolagus cuniculus*) y liebres (*Lepus capensis*), aumentando su vulnerabilidad a las colisiones por el tráfico rodado (Bravo-Naranjo datos no publicados). Pero a pesar de tener una alta frecuencia de atropellos (Tabla 2), se ha detectado que estas dos especies de rapaces presentan una gran

abundancia en ambientes de estepa (Bellati 2000), como el que caracteriza gran parte del sitio de estudio. Esto se puede evidenciar porque fueron contabilizados hasta 50 ind./100 m² de *M. chimango*, especialmente alimentándose dentro de graneros privados (Bravo-Naranjo datos no publicados).

En cambio, pese a que la ocurrencia de Cathartidae en vuelo en la zona fue alta, la tasa de impactos fue baja (véase Tabla 2). La alta disponibilidad de alimentos en la zona litoral y la capacidad de estas aves de emprender vuelo a tiempo para evitar las colisiones serían los factores que explicarían su alta densidad y aparente baja mortalidad (Fahrig & Rytwinski 2009), aunque estas observaciones contradicen la tesis de que estas rapaces son muy lentas para reaccionar a la embestida de los vehículos, aun a velocidades moderadas

Tabla 2. Taxones registrados en este estudio, su distribución en Chile, abundancia (N°) y frecuencia relativa (FR) de las carcasas encontradas en la carretera estudiada.

Orden	Familia	Nombre científico	Distribución en Chile	N°	FR
Cathartiformes	Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	Todo el rango	1	1,16
		<i>Coragyps atratus</i>	Atacama a Aysén	1	1,16
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Parabuteo unicinctus</i>	Arica y de Caldera a Aysén	1	1,16
		<i>Geranoaetus polyosoma</i>	Todo el rango	3	3,48
Strigiformes	Tytonidae	<i>Tyto alba</i>	Todo el rango	53	61,6
	Strigidae	<i>Bubo virginianus</i>	Todo el rango	7	8,13
		<i>Glaucidium nana</i>	Atacama a Tierra del Fuego	1	1,16
		No identificado	-	1	1,16
		<i>Athene cunicularia</i>	Arica a Puerto Montt	3	3,48
Falconiformes	Falconidae	<i>Milvago chimango</i>	Atacama a Tierra del Fuego	10	11,6
		<i>Falco sparverius</i>	Todo el rango	5	5,81

(cf. DeVault et al. 2014). Así, es probable que en el sitio de estudio, donde la mayoría de los tramos son lineales y están desprovistos de vegetación, la reacción y distancia de iniciación de vuelo del jote de cabeza roja (*C. aura*) y el jote de cabeza negra (*C. atratus*) frente a los vehículos que se aproximan sean adecuadas para evitar las colisiones.

Para Accipitridae, la menor tasa de atropellos registrada (Tabla 2) coincide con lo reportado por Bishop & Brogan (2013) y podría estar relacionada con el hecho de que buscan presas en el pie de monte de los cerros cercanos, quebradas y llanuras (Jiménez & Jaksic 1993) en la zona de la carretera, donde varias especies de este taxón fueron observadas ocasionalmente perchadas a un costado de la vía. Esta estrategia de maximización de la energía para el forrajeo (Thomsen 1971), junto con la cercanía de árboles y la alta disponibilidad de postes en el cerco perimetral y cables del tendido eléctrico muy cercanos a la carretera, particularmente del tramo A-B (Figura 1), serían los factores que propician la cercanía de estas aves a la ruta (Dean & Milton 2003) y su atropello. También, hemos observado que estos sitios (con árboles de gran tamaño, arbustos y torres de tendido eléctrico) representan sitios de nidificación (Jiménez 1995) para estas especies (Figura 1).

Por otra parte, la alta frecuencia de atropellos registrada para *T. alba* (Tabla 2) se debería a la caza de roedores nocturnos en la vía, aunque también de otros mamíferos diurnos y crepusculares como *Abrothrix olivaceus*, *Rattus rattus*, *Oligoryzomys longicaudatus* y *O. cuniculus* (Cerpa & Yáñez 1981, Jaksic et al. 1981, López-Ricardo & Borroto-Páez 2012, Hindmarch et al. 2017). Sin embargo, a diferencia de otras rapaces como Falconidae y Cathartidae, *T. alba* caza activamente en la vía consumiendo presas vivas, aumentando así la probabilidad de ser impactada por el tráfico rodado. La baja frecuencia de atropellos de otras Strigiformes, como el pequeño (*Athene cunicularia*), se debería a que esta especie tiene una estrategia de caza pasiva, además de alimentarse de presas abundantes en la zona, como invertebrados, que forman parte habitual de su dieta (Yáñez & Jaksic 1979, Jaksic & Marti 1981, Jaksic et al. 1981, Zunino & Jofré 1999).

Basados en la compilación de varios estudios, Bishop & Brogan (2013) encontraron que los Strigiformes representan el 25% (1.539) de las aves impactadas por vehículos en América del Norte y un 35% (1.470) en Estados Unidos. Para el caso de *T. alba*, las tasas de atropellamiento varían según los estudios. Boves & Belthoff (2012) en Idaho, estimaron una tasa de 1,64 ind. km/año (N = 48), en cambio Grilo et al. (2014) reporta una tasa de impacto de 35 ind./año/100 km en Portugal, valores mucho más altos que los reportados en

este trabajo (0,011 ind. km/año). Existiría, por lo tanto, un impacto importante de la infraestructura vial sobre las poblaciones de *T. alba* en los tramos estudiados. Además, hay que tener en cuenta que sólo analizamos el 22,4% del tramo en concesión y en un período de poco más de un año, por lo que el impacto sobre esta especie podría ser aún mayor. De hecho, varios estudios han reportado una disminución considerable de las poblaciones de *T. alba* en diferentes países (Colvin 1985, Fajardo 2001, Ramsden 2003), siendo las colisiones con el tráfico rodado uno de los factores comunes de las altas tasas de fatalidades registradas (Ramsden 2003).

Las colisiones de búhos con el tráfico rodado han sido explicadas porque estas aves se acercan a las luces en movimiento, especialmente durante la temporada de cría y dispersión, siendo cegadas temporalmente (Hodson 1962, Gaston et al. 2013); a esto se le suma la turbulencia generada por la velocidad de los vehículos, lo que hace que estas aves colisionen directamente con ellos (Massemin & Zorn 1998). Asimismo, esto ocasionaría el estrellamiento de las rapaces con arbustos, cercas o u otros objetos de la vía, lo que ocurriría especialmente en carreteras de altas velocidades, como las doble vías, y en los tramos rectos, ya que en zonas de curvas o vía simple, el conductor del vehículo reduce su velocidad. A pesar de que esta hipótesis es concordante con el modelo de mejor ajuste (Tabla 3), que considera el grado de linealidad de la vía como un factor importante en la concentración de aves impactadas, los intervalos de confianza se encuentran solapados (Figura 2). Esto puede deberse a un bajo número de observaciones, la ecología de las aves u otros factores desconocidos. Además, la captura de presas, al igual que *F. sparverius*, es realizada frecuentemente a nivel del suelo (Trejo & Seijas 2003), lo que aumentaría la vulnerabilidad de los Strigiformes a los atropellos (Grilo et al. 2014).

Puesto que las rapaces atropelladas se encontraban principalmente en áreas cercanas a accidentes topográficos, la configuración geográfica de la ruta resulta importante para interpretar estos resultados. La presencia de numerosas quebradas con bosquetes nativos, que son fragmentados por el paso de la carretera, ofrece hábitats de refugio, alimentación y reproducción para las rapaces presentes en la zona (Forman 2000). Esto ocasiona un flujo constante de aves sobre la carretera hacia estos hábitats, situación que evidenciamos recurrentemente durante las horas crepusculares y diurnas (dependiendo de la estación del año) en las que se realizó el muestreo. A esto se suma la cercanía de humedales costeros (e.g., playas, lagunas permanentes y estacionales) a las rutas prospectadas, lo cual ayudaría a aumentar las tasas de atropellos (Forman & Alexander 1998).

Tabla 3. Resumen de los modelos de AIC que examinan la relación entre los puntos calientes y las variables del paisaje. Se presentan los resultados para todos 10 modelos con mejor ajuste y el modelo nulo. A: Superficie cubierta por árboles, B: Número de postes de alumbrado, C: Distancia a centros poblados, D: Presencia de quebradas, E: Distancia a quebradas, F: Distancia a cultivos, G: Curvatura de la carretera, H: Tipo de carretera, I: Cobertura vegetal, $\Delta AICc$: la diferencia entre el AICc de cada modelo y el modelo con el puntaje AICc más alto, W_i : peso AIC para ese modelo y $Acu W_i$: el acumulado AIC W_i .

Modelo	K	AICc	$\Delta AICc$	W_i	$Acu W_i$
Atropello ~ A + B + E + G	5	16	0	0,30	0,30
Atropello ~ A + B + G + H	5	16	0	0,30	0,60
Atropello ~ A + B + G	4	17,71	1,71	0,13	0,72
Atropello ~ A + G + H	4	18,37	2,37	0,09	0,81
Atropello ~ A + G	3	18,93	2,93	0,07	0,88
Atropello ~ A + E + G	4	20,45	4,45	0,03	0,91
Atropello ~ A + C + G	4	20,96	4,96	0,02	0,94
Atropello ~ A + C + G + H	5	21,13	5,13	0,02	0,96
Atropello ~ C + D + F + G + H	6	21,33	5,33	0,02	0,98
Atropello ~ A + B + E + G + H	6	21,33	5,33	0,02	1
Nulo	1	24,47	8,47	0	1

La concesión del tramo La Serena - Los Vilos comenzó hace aproximadamente dos décadas (DS MOP N° 164 del 20.02.1997), por lo que el impacto de la infraestructura vial sobre las poblaciones de *T. alba* y otras rapaces podría ser mayor a lo reportado en este trabajo debido al extenso período de funcionamiento de la vía y a los efectos acumulativos de los impactos (Borda de Água et al. 2014). Nuestros resultados indican que el atropello de rapaces no es al azar y que es un fenómeno multifactorial, en el que algunas variables parecen influir positivamente su ocurrencia; por esta razón, las medidas de mitigación de colisiones se podrían concentrar en el análisis de estos factores. Los sitios arbolados, especialmente cuando se encuentran a ambos lados de la carretera, representan un potencial riesgo para la ocurrencia de atropellamientos de rapaces. Desarrollar estrategias de educación vial e instalar letreros informativos (e.g. Botero-Canola & González-Caro 2015), especialmente en los sitios donde las muertes de rapaces son mayores (e.g. sitios Ramsar), podría ser un primer paso para disminuir estos impactos y mejorar la eficiencia de las medidas de mitigación (Gomes et al. 2008) y de conservación de la avifauna. Junto a esto, se deben desarrollar inventarios de fauna impactada por el tráfico rodado para contar con información base para desarrollar estrategias de mitigación y conservación adecuadas a mediano y largo plazo.

AGRADECIMIENTOS

Al financiamiento otorgado a través del Convenio de Desempeño DIDULS-2019: Investigación en Sustentabilidad y Sistemas Naturales de Chile central (CZ y VB) y la Unidad de Medio Ambiente de la Ilustre Municipalidad de Canela (CP). HVN agradece al proyecto FONDECYT POSTDOCTORADO N° 3190618/2019-2022.

REFERENCIAS

- Bauni V, J Anfuso & F Schivo (2017) Mortalidad de fauna Silvestre por atropellamientos en el bosque atlántico del Alto Paraná, Argentina. *Ecosistemas* 26(3): 54–66.
- Bellati, J (2000) Comportamiento y abundancia relativa de rapaces de la Patagonia Extraandina Argentina. *Ornitología Neotropical* 11: 207–222.
- Benítez-López, A, R Alkemade & PA Verweij (2010) The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: a meta-analysis. *Biological Conservation* 143: 1307–1316.
- Bishop, CA & JM Brogan (2013) Estimates of avian mortality attributed to vehicle collisions in Canada. *Avian Conservation*

and *Ecology* 8: 2.

- Borda de Água, L, C Grilo, & HM Pereira (2014) Modeling the impact of road mortality on barn owl (*Tyto alba*) populations using age-structured models. *Ecological Modelling* 276: 29–37.
- Botero-Canola, S & S González-Caro (2015) Estrategias para mitigar los efectos de las carreteras y el transporte motorizado sobre la fauna silvestre. Sistema Local de Áreas Protegidas de Envigado, Medellín, Colombia.
- Boves, TJ & JR Belthoff (2012) Roadway mortality of barn owls in Idaho, USA. *Journal Wildlife Management* 76: 1381–1392.
- Burnham, KP & DR Anderson (2002) *Model selection and inference: A practical information-theoretic approach*. Springer-Verlag, New York, USA.
- Carrasco-Lagos, P, RA Moreno, A Figueroa, C Espoz & C de la Maza (2015) *Sitios Ramsar de Chile*. Seremi del Medio Ambiente Región Metropolitana de Santiago, Universidad Santo Tomás, Universidad de Chile y CONAF, Santiago, Chile.
- Cerpa, C & J Yáñez (1981) Variación estacional de la dieta de *Tyto alba* (Gray, 1829) en la zona mediterránea de Chile central. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural* 38: 137–146.
- Coffin, AW (2007) From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography* 15: 396–406.
- Colvin, BA (1985) Common barn-owl population decline in Ohio and the relationship to agricultural trends. *Journal of Field Ornithology* 56: 224–235.
- Dean, WRJ & SJ Milton (2003) The importance of roads and road verges for raptors and crows in the Succulent and Nama-Karoo, South Africa. *Ostrich* 74: 181–186.
- DeVault, TL, BF Blackwell, TW Seamans, SL Lima & E Fernández-Juricic (2014) Effects of vehicle speed on flight initiation by turkey vultures: Implications for bird-vehicle collisions. *PLoS ONE* 9 (2).
- ESRI (2017) ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA. Environmental Systems Research Institute, New York, USA.
- Fahrig, L & T Rytwinski (2009) Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society* 14: 21.
- Fajardo, I (2001) Monitoring non-natural mortality in the barn owl (*Tyto alba*), as an indicator of land use and social awareness in Spain. *Biological Conservation* 97: 143–149.
- Ferrer, M (2012) *Birds and power lines: From conflict to solution*. Endesa S.A. and Fundación MEGRES. Sevilla, España.
- Figueroa, RA, S Alvarado, ES Corales, D González-Acuña, R Scatler V & DR Martínez P (2017) The Owls of Chile. Pp. 159–290 In Enríquez, PL (ed.) *Neotropical Owls*. Springer International Publishing AG.
- Forman, R.T (2000) Estimate of area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation Biology* 14: 31–35.
- Forman, R.T. & Alexander, L.E. (1998) Roads and their major ecological effects. *Annual Review Ecological Ecosystems* 29: 207–231.

- Gaston, KJ, J Bennie, TW Davies, J Hopkins (2013) The ecological impacts of nighttime light pollution: a mechanistic appraisal. *Biological Reviews* 88 (4), 912e927
- Gitman, I & MD Levine (1970) An algorithm for detecting unimodal fuzzy sets and its application as a clustering technique. *IEEE Transactions on Computers* C-19: 583–593.
- Gomes, L, C Grilo, C Silva & A Mira (2009) Identification methods and deterministic factors of owl roadkill hotspot locations in Mediterranean landscapes. *Ecological Research* 24: 355–370.
- Grilo, C, F Zanchetta F & E Revilla (2015) No evidence of a threshold in traffic volume affecting road-kill mortality at a large spatio-temporal scale. *Environmental Impact Assessment Review* 55: 54–58.
- Grilo, C, D Reto, J Filipe, F Ascensão & E Revilla (2014) Understanding the mechanisms behind road effects: linking occurrence with road mortality in owls. *Animal Conservation* 17: 555–564.
- Gunson, KE, G Mountrakis & LJ Quackenbush (2011) Spatial wildlife-vehicle collision models: A review of current work and its application to transportation mitigation projects. *Journal of Environmental Management* 92: 1074–1082.
- Hegel, CGZ, GC Consalter & N Zanella (2012) Mamíferos silvestres atropelados na rodovia RS-135, norte do Estado do Rio Grande do Sul. *Biotemas* 25(2): 165–170.
- Hindmarch, S, JE Elliott, S Mccann & P Levesque (2017) Habitat use by barn owls across a rural to urban gradient and an assessment of stressors including, habitat loss, rodenticide exposure and road mortality. *Landscape and Urban Planning* 164: 132–143.
- Hobday, AJ & ML Minstrell (2008) Distribution and abundance of roadkill on Tasmanian highways: human management options. *Wildlife Research* 35: 712–726.
- Hodson, NL (1962) Some notes on the causes of bird road casualties. *Bird Study* 9: 168–173.
- Jaeger, JAG, J Bowman, J Brennan, L Fahrig, D Bert, J Bouchard, N Charbonneau, K Frank, B Gruber & KT von Toschanowitz (2005) Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling* 185: 329–348.
- Howes, CA (1977) A survey of the food habits of stoats *Mustela erminea* and weasels *Mustela nivalis*. *Yorkshire Nat* 102: 117–121.
- Jaksic, FM, HW Green & J Yáñez (1981) The guild structure of a community of predatory vertebrates in Central Chile. *Oecología* 49: 21–28.
- Jaksic, FM & CD Marti (1981) Trophic ecology of *Athene* owls in mediterranean-type ecosystems: a comparative analysis. *Canadian Journal of Zoology* 59: 2331–2340.
- Jaksic, FM & JE Jiménez (1986) The conservation status of raptors in Chile. *Birds of Prey Bulletin* 3: 95–104.
- Jaramillo, A (2005) *Aves de Chile*. Lynx Edicions. Barcelona, España.
- Jiménez, JE (1995) Historia natural del aguilucho *Buteo polyosoma*: Una revisión. *El Hornero* 14: 1–9.
- Jiménez, JE & FM Jaksic (1993) Observations on the comparative behavioral ecology of Harris' Hawk in Central Chile. *Journal of Raptor Research* 27(3): 143–148.
- Jullien, M & JM Thiollay (1996) Effects of rainforest disturbance and fragmentation: comparative changes of the raptor community along natural and human-made gradients in French Guiana. *Journal of Biogeography* 23: 7–25.
- López-Ricardo, Y & R Borroto-Páez (2012) Alimentación de la Lechuza (*Tyto alba furcata*) en Cuba central: Presas introducidas y autóctonas. Tesis de Diploma, Universidad de la Habana, Cuba.
- Luebert, F & P Plissock (2006) *Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile*. Editorial Universitaria. Santiago, Chile.
- Malo, JE, F Suárez & A Díez (2004) Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology* 41: 701–710.
- Martcorena, C, FA Squeo, G Arancio & M Muñoz (2011) Catálogo de la flora vascular de la IV Región de Coquimbo. Pp 105–142 En Squeo, FA, G Arancio & JR Gutiérrez (eds) *Libro rojo de la flora nativa y de los sitios prioritarios para su conservación*. Ediciones Universidad de La Serena, La Serena, Chile.
- Massemin, S & T Zorn (1998) Highway mortality of Barn owls in Northeastern France. *Journal of Raptor Research* 32: 229–232.
- MEA (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis of the Millennium Ecosystem Assessment*. Millennium Ecosystem Assessment. World Resources Institute, Washington, USA.
- MOP (2017) *Concesión internacional ruta 5 tramo Los Vilos - La Serena*. Ministerio de Obras Públicas. Documento técnico.
- Morelli, F, M Beim, L Jerzak, D Jones & P Tryjanowski (2014) Can roads, railways and related structures have positive effects on birds? - A review. *Transportation Research Part D* 30: 21–31.
- Muñoz-Pedrerros A & HV Norambuena (2011) Dos siglos de conocimiento sobre las aves rapaces de Chile (1810–2010). *Gestión Ambiental* 21: 69–93.
- Raimilla, V, JR Rau & A Muñoz-Pedrerros (2012) Estado del arte del conocimiento de las aves rapaces de Chile: situación actual y proyecciones futuras. *Revista Chilena de Historia Natural* 85: 469–480.
- Ramsar (2006) *Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los humedales (Ramsar, Irán, 1971), 4a. edición*. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland, Suiza.
- Ramp, D, J Caldwell, KA Edwards, D Warton & DB Croft (2005) Modelling of wildlife fatality hotspots along the Snowy Mountain Highway in New South Wales, Australia. *Biological Conservation* 126: 474–490.
- Ramsden, DJ (2003) *Barn owls and major roads: Results and recommendations from a 15-year research project*. The Barn Owl Trust, Somerset, United Kingdom.
- R Core Team (2017) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for statistical computing. Vienna, Austria.
- Rytwinski, T & L Fahrig (2012) Do species life history traits explain population responses to roads? A meta-analysis. *Biological Conservation* 147: 87–98.
- Saavedra, B, P Povea, C Louit-Lobos & C Chávez-Villavicencio (2018) Atropellos de fauna en la ruta D-705, sector: Illapel-Aucó-Los Pozos (Coquimbo, Chile), incluyendo la Reserva Nacional Las Chinchillas. *Biodiversidad* 6: 20–26.
- Salafsky, N, D Salzer, AJ Stattersfield, C Hilton-Taylor, R Neugarten, SH Butchart, B Collen, N Cox, LL Master, S O'Connor & D Wilkie (2008) A standard lexicon for biodiversity conservation: unified classifications of threats and actions. *Conservation Biology* 22: 897–911.
- Santos, SM, A Mira, PA Salgueiro, P Costa, D Medinas & P Beja (2016) Avian trait-mediated vulnerability to road traffic collisions. *Biological Conservation* 200: 122–130.
- Seijas, AE, A Araujo-Quintero & N Velásquez (2013) Mortalidad de vertebrados en la carretera Guanare-Guanarito, estado Portuguesa, Venezuela. *Revista de Biología Tropical* 61: 1–18.
- Sokal, RR & FJ Rohlf (1995) *Biometry: The principles and practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman Company, New York, USA.
- Souza, DM, RFM Texeira & OP Ostermann (2015) Assessing biodiversity loss due to land use with Life Cycle Assessment: are we there yet?. *Global Change Biology* 21: 32–47.
- Spellerberg, IF (1998) Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 317–333.
- Taylor, BD & RL Gildingay (2004) Wildlife road-kills on three major roads in North-Eastern New South Wales. *Wildlife Research* 31: 83–91.
- Thomsen, L (1971) Behavior and ecology of burrowing owls on the Oakland Municipal Airport. *Condor* 73: 177–192.
- Trejo, A & S Seijas (2003) Una estimación de aves muertas en ruta en el Parque Nacional Nahuel Huapi, noroeste de la Patagonia Argentina. *El Hornero* 18: 97–101.
- Van der Ree, R, SJ Smith & C Grilo (2015) The ecological effects of

- linear infrastructure and traffic: Challenges and opportunities of rapid global growth. Pp 1–9 In Van der Ree, R, DJ Smith & C Grilo (eds) *Handbook of Road Ecology*. John Wiley & Sons, Ltd, United Kingdom.
- Van Houtan, KS, SL Pimm, JM Halley, RO Jr Bierregaard & TE Lovejoy (2007) Dispersal of Amazonian birds in continuous and fragmented forest. *Ecology Letters* 10: 219–229.
- Vergara, R, H Toro, D Zepeda & J Meneses (2005) *Población y Asentamientos Humanos en el Ámbito de las Comunidades Agrícolas – Región de Coquimbo*. Instituto Nacional de Estadísticas. Unidad de Operaciones IV Región, Santiago, Chile.
- von Eye, A, Mun, E Young Mun & P Mair (2012) Log-linear modeling. *WIREs Comput Stat* 4: 218–223.
- Yáñez, J & F Jaksic (1979) Predación oportunista de *Speotyto cunicularia* en el norte chico (Aves: Strigiformes). *Noticiario Mensual del Museo Nacional de Historia Natural* 23: 12.
- Zunino, S & C Jofré (1999) Dieta de *Athene cunicularia* en Isla Choros, Reserva Nacional Pingüino de Humboldt, IV Región. *Boletín Chileno de Ornitología* 6: 2–7.