


<https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v72i1.56433>


Influencia del comportamiento y hábitat en el atropellamiento de fauna silvestre: el caso de los vertebrados en vías periurbanas de los Andes colombianos

Juan Manuel Obando-Tobón¹;  <https://orcid.org/0000-0001-9491-8266>

Carlos A. Delgado-V²;  <https://orcid.org/0000-0002-1609-0835>

Ligia Estela Urrego-Giraldo¹;  <https://orcid.org/0000-0002-4441-0074>

Paula Saravia-Ruiz²;  <https://orcid.org/0009-0002-6704-9493>

Julián Tapias-M³;  <https://orcid.org/0009-0000-0427-0305>

Andrés Arias-Alzate⁴;  <https://orcid.org/0000-0001-9139-5690>

1. Departamento de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Colombia, Medellín, Colombia; jmobando@unal.edu.co; leurrego@unal.edu.co
2. Facultad de Ciencias y Biotecnología, Universidad CES, Medellín, Colombia; cdelgado@ces.edu.co (*Correspondencia); psaravia@uces.edu.co
3. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, Medellín, Colombia; jutapiasmu@unal.edu.co
4. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia; andresarias32@gmail.com

Recibido 29-IX-2023. Corregido 26-VI-2024. Aceptado 23-VIII-2024.

ABSTRACT

Influence of behavior and habitat on wildlife roadkill: the case of vertebrates on peri-urban roads in the Colombian Andes

Introduction: Urban development and expansion have led to the loss and transformation of Andean ecosystems. However, remnant forests that maintain biodiversity still exist around Colombia's major cities, but these forests are threatened by the road infrastructure. Road ecology in the Neotropics has been focused specifically in documenting the effects of roadkill from a taxonomic point of view, mainly in rural areas.

Objective: To evaluate ecologically and spatially, the collision of fauna on roads located in areas of urban expansion in the Northern Colombian Andes.

Methods: We assessed vertebrate mortality rate and identified the critical areas of roadkill by taxonomic and functional groups. This was achieved through spatial ecology analysis, specifically Kernel density analysis and hotspot spatial statistical analysis. Additionally, we identified landscape features associated with road mortality and assessed the role of roads as resistance and permeability factors.

Results: A total of 279 roadkilled animals belonging to 64 species were found, accounting for 28 % of the 273 vertebrate species recorded in the reserve near the studied roads. The average mortality rate for vertebrates was estimated from 42 to 170 individuals annually. Differential patterns were detected in roadkill density across taxonomic and functional groups, where nocturnal species and the trophic guilds are the most vulnerable. Likewise, it was found that the sections of the roads close to the forest have a greater roadkill species richness with greater ecological requirements. These sections constitute an important resistance to species movement in the area.

Conclusions: Road mortality in the study area exhibits heterogeneous spatial patterns not only at a taxonomic but also at a functional level, suggesting the deterioration of protected ecosystems in adjacent peri-urban areas.

Key words: Andean fauna; peri-urban protected areas; road ecology; urban sprawl; vertebrate roadkill.



RESUMEN

Introducción: El desarrollo y expansión urbana han generado la pérdida y transformación de los ecosistemas andinos. Sin embargo, alrededor de las grandes ciudades colombianas aún se encuentran relictos boscosos que mantienen gran riqueza de biodiversidad, la cual es amenazada por la infraestructura vial. El énfasis de los trabajos de Ecología de Carreteras en el Neotrópico ha estado centrado en el efecto del atropellamiento de fauna desde el punto de vista taxonómico.

Objetivo: Evaluar, ecológica y espacialmente, el atropellamiento de la fauna en carreteras ubicadas en zonas de interés para la expansión urbana del norte de los Andes colombianos.

Métodos: Se evaluaron la tasa de mortalidad de vertebrados, las zonas críticas de atropellamientos por grupo taxonómico y grupos funcionales. Esto se realizó por medio de análisis de ecología espacial, específicamente análisis de densidad de Kernel y análisis de estadística espacial de puntos calientes. Adicionalmente, se identificó las características del paisaje asociadas al atropellamiento y se evaluó el papel de las vías como factor de resistencia y permeabilidad.

Resultados: Se encontraron 279 animales atropellados de 64 especies que representan el 28 % de las 273 especies vertebradas presentes en las áreas protegidas en inmediaciones de las carreteras estudiadas. Se estimó una tasa promedio entre 42 y 170 individuos atropellados por año. Se detectaron patrones diferenciales en la densidad de atropellamiento por grupos taxonómicos y funcionales, donde las especies nocturnas y el tipo de gremio trófico son los más vulnerables. Asimismo, se encontró que los tramos de las vías en cercanía a coberturas boscosas presentan mayor riqueza de especies atropelladas y con mayores requerimientos ecológicos. Estos tramos representan una resistencia importante al movimiento de las especies de la zona.

Conclusiones: El atropellamiento presenta patrones espaciales heterogéneos, no solo a nivel taxonómico, sino también a nivel funcional, lo cual representa un deterioro para los ecosistemas protegidos en zonas periurbanas.

Palabras clave: áreas protegidas periurbanas; atropellamiento de vertebrados; ecología de carreteras; expansión urbana; fauna andina.

INTRODUCCIÓN

Actualmente, Latinoamérica es considerada como una de las regiones más urbanizadas del planeta (UN-Hábitat, 2016), siendo Argentina, Brasil y México los países con un mayor crecimiento y desarrollo en sus ciudades. En Colombia, aunque estos procesos son mucho más recientes, el país se ubica entre los países de más rápido crecimiento poblacional y expansión en la región (León & Ruiz, 2016). Este crecimiento representa una amenaza en las áreas con mayores niveles de biodiversidad como lo son los bosques tropicales y los ecosistemas de alta montaña, los cuales se encuentran en un importante grado de amenaza (Villarreal, 2006). Este desarrollo y expansión urbana, sumado a la presión de las actividades agrícolas y pecuarias desarrolladas en la Región Andina, han generado la pérdida de aproximadamente el 60% de los ecosistemas naturales (Villarreal, 2006), quedando hacia las grandes ciudades algunos relictos boscosos importantes que soportan una gran riqueza de

biodiversidad, la cual es amenazada, entre otros factores, por el desarrollo de la infraestructura vial (Armenteras et al., 2003; Arias-Alzate et al., 2014; Delgado-V., 2014).

Las carreteras, como vías de acceso y transporte, presentan grandes impactos negativos en áreas periurbanas y naturales, afectando la riqueza biológica local y regional (Do Prado et al., 2007). Esto debido a que facilitan la transformación y cambios de uso del suelo en áreas circundantes a las vías, modificando con ello la conectividad ecológica, especialmente para algunos grupos de organismos (Coelho et al., 2008; Fahrig & Rytwinski, 2009). Esto, sumado a la deforestación, el ruido y la contaminación, incrementan el riesgo de extinción local de las especies, ocasionando con ello cambios en la dinámica y funcionamiento de los ecosistemas adyacentes a las ciudades (Coffin, 2007; Coelho et al., 2008).

Desde la década de los ochentas se ha visto un incremento en los trabajos sobre el efecto de las carreteras en la biodiversidad (Coelho et al., 2008), particularmente en Europa, Australia y

Estados Unidos. En este último país se estima que cerca de un millón de vertebrados mueren víctimas de atropellamiento (Forman & Alexander, 1998). Sin embargo, para las ciudades latinoamericanas este panorama es mucho más incierto debido a la falta de estudios sobre el tema (Santiago-Alarcón & Delgado-V., 2017). Actualmente, Brasil ha sido uno de los países donde más se ha avanzado en el estudio de ecología de carreteras (p. e.j., Guimarães-Pereira et al., 2006; Coelho et al., 2008; Prist et al., 2020). En Colombia, aunque se ha visto un reciente interés en diferentes regiones del país (p. e.j., región Caribe: De La Ossa-Nadjar & De La Ossa, 2013; De La Ossa & Galván-Guevara, 2015; Monroy et al., 2015; región Pacífica: Castillo et al., 2015; región Orinoquia: Astwood et al., 2018; y región Andina: Vargas-Salinas et al., 2011; Vargas-Salinas & López-Aranda, 2012; Vargas-Salinas & Amézquita, 2013), aún hay grandes áreas por documentar, particularmente en la Cordillera Occidental y Central de la región Andina. Sin embargo, algunos trabajos se han realizado en paisajes fragmentados del Eje Cafetero (Quintero-Ángel et al., 2012) y la subregión V., 2007; Delgado-V., 2014; Bedoya et al., 2018).

A pesar de estos avances, el énfasis de los trabajos ha sido básicamente organísmico (es decir, taxonómico) pero no funcional (es decir, grupos funcionales). Abordar el atropellamiento de fauna silvestre de forma ecológica nos permitiría comprender y anticipar de forma más integral cuáles son los organismos más vulnerables a las vías, independientemente de su identidad taxonómica. Por ejemplo, Laurance et al. (2019) resume algunos comportamientos más notorios de los organismos atropellados. Estos autores mencionan que los vertebrados de hábitos crepusculares y que aves de vuelo bajo son más susceptibles a ser atropelladas. Sin embargo, las evidencias que soportan estas hipótesis son pocas. Por ello, aquí evaluamos el efecto de las carreteras sobre los vertebrados silvestres y su agrupación en grupos funcionales presentes al suroriente del Valle de Aburrá (VA). Concretamente evaluamos la red vial periurbana que conecta los valles de Aburrá y

San Nicolás y que cruza por el Sistema Local de Áreas Protegidas del municipio de Envigado (Sistema Local de Áreas Protegidas de Envigado [SILAPE], 2014). Específicamente planteamos las siguientes preguntas: (i) ¿Cuáles vertebrados silvestres son impactados en la red vial periurbana de Envigado que conecta los valles de Aburrá y San Nicolás? (ii) ¿Cuáles características ecológicas están relacionadas con vulnerabilidad al atropellamiento? (iii) ¿De qué manera las condiciones del paisaje pueden explicar la concentración y distribución del atropellamiento de fauna en carreteras periurbanas? De esta forma hipotetizamos lo siguiente: (i) En tramos cortos de carreteras periurbanas, la concentración y distribución de los atropellamientos de fauna están relacionadas con características ecológicas de las especies y rasgos de historia natural (Laurance et al., 2019) (ii) Los tramos de carreteras periurbanas con mayor velocidad tienden a concentrar zonas intensas de atropellamiento de fauna silvestre (es decir, puntos calientes) (Rendall et al., 2021) y (iii) Los bosques fragmentados (como vías de movimiento) en cercanías a las carreteras estudiadas tienden a generar más eventos de atropellamiento para especies sensibles a la fragmentación, como, por ejemplo, algunos depredadores dependientes de áreas boscosas extensas donde su hábitat más idóneo se encuentra reducido por la presencia de carreteras y otras infraestructuras lineales (Laurance et al., 2019).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: La red vial periurbana de los Valles de Aburrá (VA) y San Nicolás (VSN) se encuentra, principalmente, en el municipio de Envigado, entre las ciudades de Medellín y Rionegro. Envigado se ubica al norte de la Cordillera Central de Los Andes, en el centro-sur del departamento de Antioquia (Colombia) y al suroriente del VA (Fig. 1). Tiene una extensión total de 78.21 km² comprendida en dos subregiones continuas: el VA y de VSN. El 35 % de su área está conformada por bosques y relictos de vegetación natural de montaña, lo que actualmente conforma el Sistema Local de

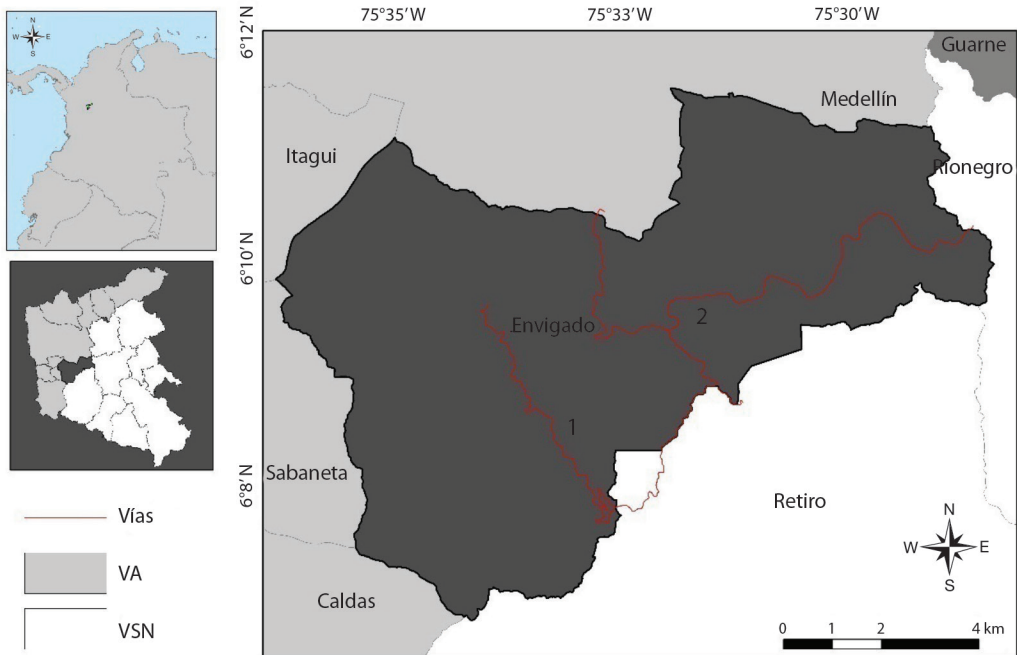


Fig. 1. Red vial periurbana que conecta los Valles de Aburrá (VA) y San Nicolás (VSN) (Colombia). 1. Vía El Escobero, 2. Vía Variante Palmas. / **Fig. 1.** Peri-urban road network connecting the Aburrá (VA) and San Nicolás (VSN) Valleys (Colombia). 1. El Escobero, and 2. Via Variante Las Palmas roads.

Áreas Protegidas de Envigado SILAPE (SILAPE, 2014; Arias-Alzate, 2016). La temperatura promedio varía desde los 22°C en la cabecera municipal (1 675 m.s.n.m.) hasta los 18°C en las partes más altas, que pueden alcanzar los 3 000 m.s.n.m. La precipitación promedio es de 2 000 mm/año, con dos épocas húmedas (abril a junio y septiembre a noviembre) y dos épocas secas (diciembre a marzo y julio a agosto). Su área rural se caracteriza por un relieve de altiplano en el VSN asociado a la zona de vida Bosque Muy Húmedo Montano Bajo (bmh-MB) (Espinal, 1985) y en el VA presenta un relieve de montañas escarpadas en la ladera suroriental (SILAPE, 2014), correspondiente a las zonas de vida Bosque Muy Húmedo Premontano (bmh-PM) y Bosque Muy Húmedo Montano Bajo (bmh-MB) (Espinal, 1985). Específicamente se realizaron monitoreos de las vías El Escobero y la variante Las Palmas (Fig. 1), al ser las vías principales que conectan estos dos valles.

La vía El Escobero es una carretera de montaña, escarpada, sinuosa y bidireccional de orden municipal. Asciende desde 1 800 a 2 600 m.s.n.m. por un trayecto inicial de 6.5 km que recorre la ladera suroriental del VA. En este trayecto la vía se bifurca durante 2.7 km en carriles unidireccionales de ascenso y descenso separados por franjas de plantaciones y bosques en diferentes estados de conservación (Delgado-V., 2007). Posteriormente, los tramos de vía vuelven a encontrarse e ingresan al territorio del VSN por 4.5 km en relieve del altiplano. La velocidad máxima permitida es de 40 km/h. Por otro lado, la variante Las Palmas es una carretera de altiplano, principalmente recta, bidireccional y de orden departamental, sin separador intermedio, y constituye una de las principales vías de conexión entre el VA y el VSN. Recorre un paisaje cambiante y alterado, de relieve ondulado y plano que incluye espacios suburbanos con centros educativos,

zonas comerciales, proyectos de vivienda en construcción y áreas residenciales establecidas. Igualmente cruza sobre pastizales introducidos y bosques nativos de roble (*Quercus humboldtii*) en diferentes estadios sucesionales (SILAPE, 2014). Tiene una longitud aproximada de 16 kilómetros, con los primeros 9 km en jurisdicción de Envigado. La velocidad máxima permitida es de 60 km/h.

Metodología de campo: Los monitoreos iniciaron a las 05:30 horas para disminuir la probabilidad de que los individuos atropellados fueran removidos por otros animales o que fueran fragmentados por el paso de vehículos, lo cual dificulta su registro e identificación (Delgado-V., 2007). En la Vía El Escobero, entre el 2015 y 2018, se monitorearon 9 km de los 11 km de la vía en un intervalo altitudinal, desde los 2 029 m hasta los 2 500 m. Durante 2015 se realizaron diez recorridos mensuales a pie, entre enero y agosto, con una duración promedio de 4.5 horas por recorrido. Estos recorridos fueron realizados entre una a cuatro personas (excluyendo al conductor del vehículo). Entre septiembre y diciembre del 2015, se hicieron 12 recorridos mensuales (un total de 48 recorridos), en vehículo a velocidad de 20 km/h con un observador en cada lado del automóvil para disminuir los sesgos en la detección, comparada con un recorrido a pie (Slater, 2002). En el 2016, se realizaron recorridos en automóvil entre agosto y noviembre, con un esfuerzo de 12 recorridos mensuales y un total de 48 recorridos. Para el 2017 y el 2018 se monitoreó la carretera en automóvil entre julio-octubre y marzo-julio, respectivamente, manteniendo el

esfuerzo de 12 monitoreos mensuales, con una duración promedio de 1.5 horas por recorrido. Para la Variante Las Palmas se monitorearon los 9 km de la vía que se encuentran en el municipio de Envigado, iniciando a una altura de 2 459 m.s.n.m. y finalizando a los 2 542 m.s.n.m. El esfuerzo y metodología de monitoreo en vehículo fue la misma desarrollada para la Vía El Escobero del 2015 al 2018 (Tabla 1).

Registros y configuración ecológica del atropellamiento: Cada registro fue georreferenciado, fotografiado e identificado hasta especie (o hasta el máximo nivel taxonómico posible) cuando el estado del animal lo permitió. Los cuerpos de los animales se retiraron de la carretera para disminuir las zonas de riesgo en las vías, ante la posibilidad de que se conviertan en un recurso para animales carroñeros y oportunistas que pudieran terminar atropellados (Cook & Blumstein, 2013). Para evaluar el impacto ecológico de las carreteras sobre la fauna de montaña, a cada animal atropellado se le asignaron sus rasgos ecológicos de acuerdo con las categorías sugeridas por Barthelmess y Brooks (2010), Cook y Blumstein (2013) y González-Salazar et al. (2014). Estos rasgos son: patrón de actividad, requerimientos de hábitat, hábito y estrategia de forrajeo (ver Material Suplementario). Esta información se obtuvo de guías de fauna e investigaciones locales (Vásquez-Restrepo et al., 2018), nacionales (Ayerbe, 2018; Suárez-Castro & Ramírez-Chaves, 2015), continentales (Emmons & Feer, 1997) y globales (del Hoyo et al., 2004). Adicionalmente, cada especie registrada se categorizó según su nivel de amenaza de acuerdo con la Lista Roja

Tabla 1

Síntesis del muestreo en vehículo realizado para el conteo e identificación de vertebrados atropellados para la vía El Escobero y la Variante Las Palmas. **Table 1.** Synthesis of the sampling carried out in a vehicle for the counting and identification of roadkills at the El Escobero and Variante Las Palmas roads

Año	Meses recorridos	Recorridos por mes	Días muestreados por año	Intervalo (días)
2015	Septiembre a diciembre	12	48	2.5
2016	Agosto a noviembre	12	48	2.5
2017	Julio a octubre	12	48	2.5
2018	Marzo a julio	12	48	2.5

Estos datos fueron usados para el cálculo de la tasa de mortalidad. These data were used to calculate the mortality rate.



de Especies Amenazadas de la IUCN (2021). La nomenclatura utilizada para las especies fue tomada de Vásquez-Restrepo et al. (2018) para reptiles, de Remsen et al. (2022) para aves y de Ramírez-Chaves et al. (2016) para mamíferos.

Tasa de mortalidad de vertebrados: Se calculó la tasa de mortalidad por día y la tasa de mortalidad por día por kilómetro para ambas carreteras teniendo en cuenta, únicamente, los recorridos realizados en vehículo, ya que estos fueron los recorridos estandarizados en cuanto a número de observadores, intervalo de tiempo y velocidad del recorrido. Este análisis se realizó en el Software SIRIEMA V. 2.0 (Coelho et al., 2014).

Análisis espacial: Para la identificación de zonas críticas de atropellamientos se realizó un análisis de densidad de Kernel mediante la herramienta Spatial Analyst en el programa ArcGIS 10.5 (Environmental Systems Research Institute [ESRI], 2015). Se utilizó un radio o ancho de banda de 250 m que se sugiere para obtener evaluaciones detalladas sobre la concentración y densidad de atropellamientos a escalas del paisaje (Ramp et al., 2006). El análisis se realizó para el total de registros por grupo taxonómico, como también para algunos de los rasgos ecológicos definidos. También se evaluó el patrón espacial de atropellamientos para mamíferos carnívoros, en específico, al representar especies clave para la salud relativa de los ecosistemas naturales inmersos en el crecimiento de las ciudades (Crooks, 2002).

Posteriormente, se evaluó si las zonas de mayor densidad de colisiones representan zonas críticas de atropellamientos y qué características del paisaje están asociadas a ellas. Para ello, se realizó un análisis de estadística espacial por medio de la aproximación de puntos calientes optimizado (*hotspots* análisis) usando el estadístico Getis-Ord G_i^* de la herramienta *Spatial Statistics* del programa ArcGIS 10.5 (ESRI, 2015). Esta prueba permite identificar agrupaciones espaciales significativas de valores altos, o puntos calientes, y valores bajos, o puntos fríos. Esta significancia indica si el

agrupamiento espacial de valores calientes o fríos observados es más marcado de lo que se espera en una distribución aleatoria. El análisis por defecto arroja una puntuación Z , un valor p y tres niveles de confianza (G_i^* Bin) a una desviación (90 % nivel de confianza), a dos desviaciones (95 % nivel de confianza) y a tres desviaciones (99 % nivel de confianza) identificando así los puntos calientes y puntos fríos estadísticamente significativos. Para este análisis utilizamos un ancho de banda de 250 m. Este valor representa la extensión espacial de la vecindad de análisis, el cual determina el agrupamiento local de los registros.

Como segunda aproximación, evaluamos el papel de las vías como factor de resistencia al movimiento de especies con mayores requerimientos ecológicos. Se establecieron áreas buffer de 1 y 2 km de ancho en cada costado de la Vía El Escobero y la Variante Las Palmas. El área de cada buffer se definió de acuerdo con las características geográficas en la que se encuentra la carretera. Posteriormente se evaluó la permeabilidad ecológica del territorio, entendida como una característica que permite o facilita el movimiento al mantener, o no, ciertos elementos del paisaje entre dos áreas fuente (o núcleo) (San Vicente & Valencia, 2007; San Vicente & Valencia, 2009). Para ello, se realizó un análisis de menor costo de viaje utilizando una capa de tipos de coberturas del área de estudio clasificada de acuerdo con la metodología CLC (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales [IDEAM], 2010) (escala 1:3000). Los diferentes tipos de coberturas fueron valorados en tres niveles de resistencia en una escala de uno a tres, donde los valores altos son de mayor resistencia o de mayor riesgo, según lo propuesto por Colorado-Zuluaga et al. (2017) para zonas andinas. Valores bajos (=1) para áreas núcleo (puntos de partida) correspondientes a bosque fragmentado y bosque denso, al igual que a vegetación secundaria alta; valores intermedios (=2) se relacionaron con vegetación secundaria baja y plantaciones forestales; finalmente, valores altos (=3) se asociaron a tierras degradadas, tejido urbano, construcciones y zonas industriales-comerciales.

Los puntos de partida se definieron a partir de fragmentos que pueden conservar un área núcleo con efectos de borde de 20 m, que corresponde a una distancia frecuente de influencia de borde en bosques andinos (Montenegro & Vargas-Ríos, 2008). Para este análisis se utilizó la herramienta de costos en el programa ArcGis 10.5 (ESRI, 2015), asignando un valor específico en una escala entre 1 y 3 a las coberturas clasificadas de acuerdo con la metodología CLC (IDEAM, 2010).

Para evaluar el efecto de la velocidad, cada carretera se dividió en nueve tramos de 1 km, en los cuales se identificaron los tipos de coberturas y su representatividad en un radio de 250 m por medio de análisis espacial en el programa ArcGis 10.5 (ESRI, 2015). Este radio de análisis se escogió siguiendo a Forman y Alexander (1998) quienes plantean que una distancia entre 0 m y 250 m alrededor de la carretera ayuda a comprender mejor los efectos directos que la vía puede generar sobre las especies de un paisaje perturbado por infraestructura vial. Adicionalmente, a cada tramo se le asignó una clasificación de velocidad alta, media o baja, de acuerdo con la información establecida por las autoridades viales a partir de la velocidad máxima permitida: 40km/h en la Vía El Escobero (Secretaría de Movilidad Envigado) y 60km/h en la Variante Las Palmas (Concesión Vial Aburrá-Oriente). Esta clasificación está definida según condiciones particulares de las vías (Hernández-Arango, 2017), como inclinación, rectitud o sinuosidad, reductores de velocidad, zonas escolares, intersecciones viales y peajes. Sin embargo, no hay ninguna estimación o simulación sobre la velocidad real de los vehículos al momento del atropellamiento, tampoco un monitoreo que permita detectar si en los tramos estudiados se transita a una velocidad mayor que lo permitido por la ley. Posteriormente se estimó la proporción de atropellamientos para cada tramo según las características de velocidad mencionadas.

RESULTADOS

Registros y configuración ecológica del atropellamiento: se registraron 279 vertebrados atropellados, el 57 % de los registros ocurrieron en la Vía El Escobero ($n = 158$) y 43 % ($n = 121$) en la Variante Las Palmas. El 5 % ($n = 16$) de los datos fueron obtenidos a partir de reportes realizados por ciudadanos usuarios de la vía, pero estos no fueron incluidos en los análisis posteriores. Los registros estuvieron representados por 36 especies de aves ($n = 116$) (MST1, Fig. 2), 21 especies de mamíferos ($n = 127$) (MST2, Fig. 2) y siete especies de reptiles ($n = 36$) (MST3, Fig. 2). De estas especies, dos están en alguna categoría de amenaza: *Leopardus tigrinus* ($n = 3$) e *Hypopyrrhus pyrohypogaster* ($n = 2$) como Vulnerable (VU). Especies como *Nasuella olivacea* ($n = 11$), *Bassaricyon neblina* ($n = 2$), *Cuniculus taczanowskii* ($n = 1$) son Casi Amenazadas (NT).

Las especies con mayor número de atropellamientos por grupo taxonómico dentro de la clase aves fueron *Megascops choliba* (12 % de los registros, $n = 13$), *Momotus aequatorialis* (11 %, $n = 13$) y *Turdus fuscaters* (8 %, $n = 9$). Es de señalar el atropellamiento de especies endémicas, como *Ortalis columbiana* y *Odonotophorus hyperythrus*, y de especies raras, como *Ciccaba albitarsis*, *Thripadectes holostictus*, *Tangara nigroviridis* y *Grallaria ruficapilla* (MST1). No fue posible identificar hasta especie el 12 % ($n = 14$) de los registros de aves.

En los mamíferos, *Didelphis marsupialis* ($n = 43$), *Sylvilagus* sp. ($n = 14$) y *N. olivacea* ($n = 11$) fueron las especies más atropelladas, seguidas de *Didelphis pernigra* ($n = 7$), *Notosciurus granatensis* ($n = 7$) y *Coendou rufescens* ($n = 7$) (MST2). Las demás especies presentaron menos de tres registros (p. ej., *Caluromys derbianus*, *Eira barbara*, *C. taczanowskii* y *L. tigrinus*). No fue posible identificar hasta especie el 17 % ($n = 13$) de los registros de mamíferos, los cuales correspondieron a pequeños roedores.

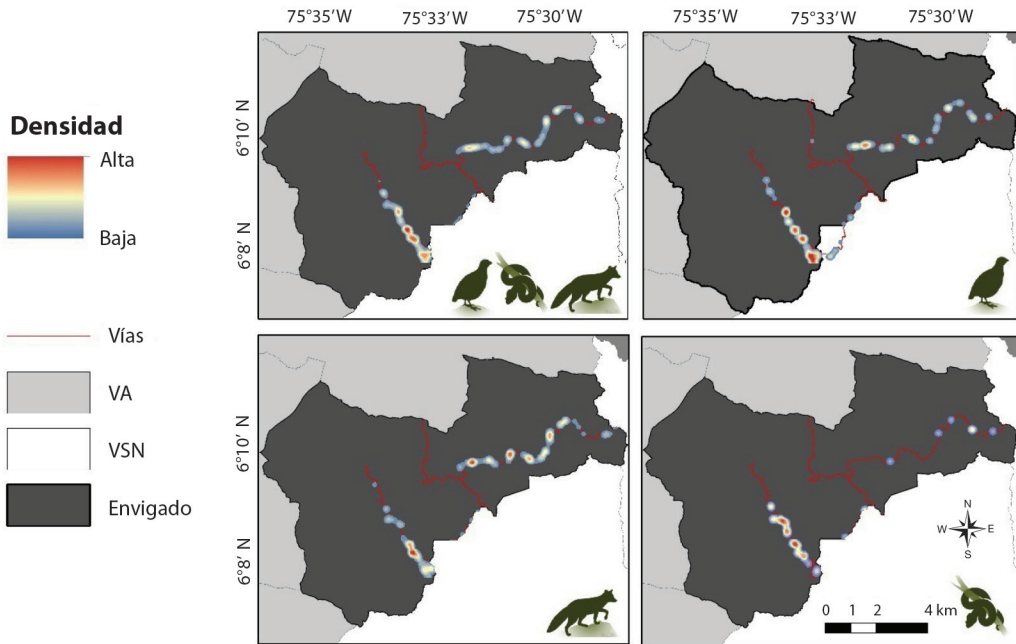


Fig. 2. Patrón de densidad de Kernel para el total de registros de vertebrados, aves, mamíferos y reptiles atropellados en la red vial periurbana entre los Valles de Aburrá (VA) y San Nicolás (VSN) (Colombia). / **Fig. 2.** Density of roadkills of vertebrates in the peri-urban road network between the Aburrá (VA) and San Nicolás (VSN) Valleys (Colombia).

En reptiles, *Atractus* sp. ($n = 15$) y *Chironius monticola* ($n = 6$) fueron las especies más atropelladas, seguidas de *Clelia equatoriana* ($n = 4$) y *Dipsas sanctijoannis* ($n = 4$). Las demás especies únicamente se registraron una vez (p. ej., *Bothriechis schlegelii* (MST3)). No fue posible identificar hasta especie el 11 % ($n = 4$) de los registros de reptiles.

De acuerdo con la clasificación funcional, el 86 % de los 116 registros de aves atropelladas presentó actividad diurna (es decir, 33 de las 36 especies encontradas para el grupo). En 21 especies de mamíferos registradas, 14 presentaron actividad nocturna y representaron el 88 % del total de registros para el grupo. Por último, el 75 % de los 36 registros de serpientes corresponden a cuatro especies de actividad nocturna (MST1, Fig. 3, Fig. 4).

Así mismo, las aves que tienen como estrategia de forrajeo rebuscar alimento entre la vegetación representaron el 68 % de los registros de atropellamiento, mientras que las capturadoras/cazadoras representaron el 32 % de

los registros en aves (MST1). En esta última clasificación se encuentran las dos especies que presentaron mayor cantidad de registros de muerte por atropellamiento: *M. choliba* y *M. aequatorialis*.

En mamíferos, el hábito escansorial representó el 63 % del total de registros. En esta clasificación están dos de las tres especies con mayores cifras de muerte en este estudio: *D. marsupialis* y *N. olivacea*. El 22 % de los registros de mamíferos atropellados se asociaron a ocho especies de hábitos terrestres y el 15 % a cinco especies arborícolas. Por último, en reptiles, el 72 % de los registros identificados están relacionados con cuatro especies de hábitos terrestres y el 28 % restante con las tres especies de hábitos escansoriales (MST2).

Del total de registros de vertebrados identificados hasta especie, el 7 % (diez especies) presenta requerimientos de hábitat de estratos altos, 27 % (27 especies) de estratos intermedios y el 66 % (29 especies) de estratos bajos. Aunque esta categoría de requerimientos tuvo

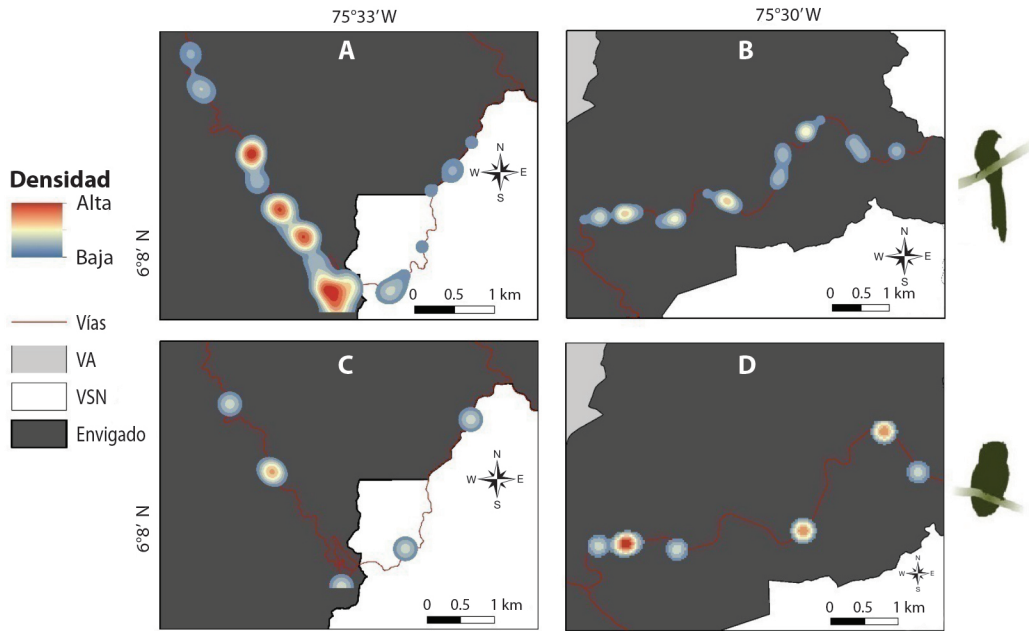


Fig. 3. Patrón de densidad de Kernel de aves según el patrón de actividad. **A.** Aves diurnas-Vía El Escobero. **B.** Aves diurnas-Variante Las Palmas. **C.** Aves nocturnas-Vía El Escobero. **D.** Aves nocturnas-Variante Las Palmas. / **Fig. 3.** Pattern of density of roadkills of birds according to their activity pattern. **A.** Diurnal birds-El Escobero road. **B.** Diurnal Birds-Las Palmas Road. **C.** Nocturnal birds-El Escobero road. **D.** Nocturnal birds-Las Palmas road.

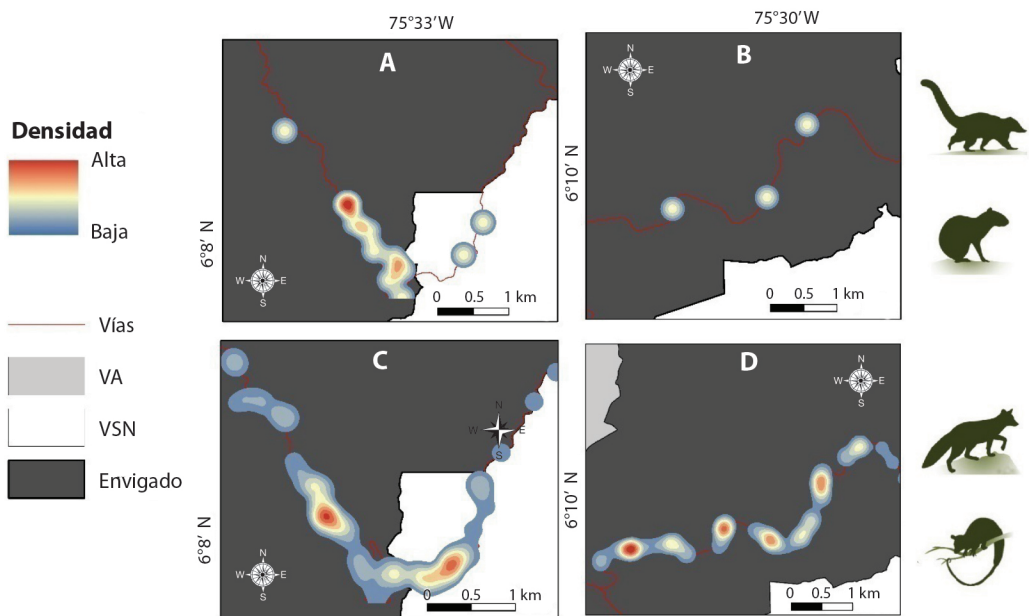


Fig. 4. Patrón de densidad de Kernel de mamíferos según el patrón de actividad. **A.** Mamíferos diurnos-Vía El Escobero. **B.** Mamíferos diurnos-Variante Las Palmas. **C.** Mamíferos nocturnos-Vía El Escobero. **D.** Mamíferos nocturnos-Variante Las Palmas. / **Fig. 4.** Pattern of density of roadkills of mammals according to their activity pattern. **A.** Diurnal mammals-El Escobero road. **B.** Diurnal Mammals- Las Palmas road. **C.** Nocturnal mammals-El Escobero road. **D.** Nocturnal-Las Palmas road.



proporciones similares en cuanto a especificidad de hábitat alta (entre el 4 y 5 % de los registros para cada carretera), se encontraron diferencias en las proporciones para la especificidad de hábitat baja: aproximadamente el 70 % de los registros de aves en la Variante Las Palmas están asociados a esta categoría y menos del 50 % en la Vía El Escobero, mientras que los registros de aves con requerimientos de hábitat intermedios representaron el 33 % de los registros en la Vía El Escobero y aproximadamente el 14 % en la Variante Las Palmas.

En mamíferos, aunque en ambas vías se encontró un número similar en el total de atropellamientos (62 en la Vía El Escobero y 65 en la Variante Las Palmas), el 69 % de las muertes de mamíferos identificados y asociados a requerimientos altos de hábitat ($n = 13$), ocurrieron en la Variante Las Palmas. En los registros de mamíferos con requerimientos medios de hábitat ($n = 25$), se encontró que el 56 % de los atropellamientos ocurrió en la Vía El Escobero. Para el total de eventos de atropellamiento en mamíferos y con requerimientos bajos de hábitat ($n = 76$), aproximadamente el 57 % de los atropellamientos ocurrieron en la Variante Las Palmas. Finalmente, el 78 % del total de reptiles encontrados sobre las vías ($n = 36$) fueron registrados en la Vía El Escobero y para el total de registros de reptiles identificados, el 58 % estuvo relacionado con requerimientos bajos de hábitat, el 35 % a requerimientos medios de hábitat y solo el 3 % a requerimientos altos de hábitat.

Tasa de mortalidad de vertebrados: Para la Vía El Escobero se registran tasas de atropellamiento de vertebrados que están entre 0.02 y 0.08 atropellamientos/km/día, así como entre 0.21 y 0.72 atropellamientos/día. En la Variante Las Palmas las tasas de atropellamiento se encuentran entre 0.39 y 1.32 atropellamientos/km/día, y entre 0.04 y 0.15 atropellamientos/día. Es decir que en la Vía El Escobero y la Variante Las Palmas podrían presentar un promedio de 42 y 170 vertebrados atropellados al año, respectivamente.

Análisis espacial del atropellamiento: En ambas vías se encontraron cinco zonas con alta densidad de atropellamientos y siete zonas con una densidad intermedia, para el total de registros de vertebrados (Fig. 2). De estas, seis zonas corresponden con puntos críticos para mamíferos y aves, respectivamente, y cuatro para reptiles (Fig. 2). Estas zonas también corresponden a puntos críticos de atropellamientos según el análisis de *hotspots*.

En aves diurnas, se identificaron seis zonas con alta densidad de atropellamientos en la Vía El Escobero y tres para especies nocturnas en la Variante Las Palmas (Fig. 3). En cuanto a estrategias de forrajeo, se presentaron en cinco zonas con alta densidad de atropellamiento para aves rebuscadoras y dos para especies cazadoras (MSF1). En mamíferos, identificamos once zonas con alta densidad según el patrón de actividad: dos zonas en la Vía El Escobero y tres en la Variante Las Palmas para especies diurnas. En mamíferos nocturnos se identificaron dos zonas en la Vía El Escobero y seis en la Variante Las Palmas (Fig. 4). No obstante, considerando el tipo de hábitat, observamos varias zonas críticas para mamíferos terrestres, principalmente para la Variante Las Palmas. Para las especies escansoriales se identificaron cuatro zonas en total para ambas vías (MSF2), para mamíferos arborícolas se identificaron dos zonas críticas en la Vía El Escobero (MSF2) y para los mamíferos carnívoros se encontraron cinco zonas de atropellamientos de alta densidad, dos en la Vía El Escobero y tres en la Variante Las Palmas (MSF3). Para reptiles no se observaron zonas de alta densidad según sus rasgos ecológicos.

El análisis de *hotspots* identifica una presencia importante de agrupamiento espacial cada 250 metros de puntos calientes de atropellamientos de vertebrados ($p < 0.01$), asociados principalmente al porcentaje de bosques naturales en la Vía El Escobero y de puntos calientes según el porcentaje de tejido urbano en la Variante Las Palmas. Adicionalmente, se observan zonas con puntos fríos (“*coldspots*”) de atropellamientos ($p < 0.01$). En la Vía El Escobero, con respecto a la urbanización, y en la Variante Las Palmas, en relación con el

porcentaje de cobertura boscosa (Fig. 5). Estos están ubicados, principalmente, en zonas bajas y medias de urbanización (~ 8.2 % de urbanización) para el caso de la Vía El Escobero y en zonas con baja cobertura de bosque (~ 8.9 a 26.5 % de cobertura) para el caso de la Variante Las Palmas (Fig. 5).

De acuerdo con el potencial de las vías como factor de resistencia al movimiento para especies con requerimientos medios y altos de hábitat, se encontraron doce posibles rutas de movimiento: seis en la Vía El Escobero, de las cuales tres cruzan la vía y las otras tres la bordean (Fig. 6), y seis rutas para la Variante Las Palmas, en las que dos cruzan la carretera y cuatro bordean la vía en diferentes zonas de los tramos evaluados (Fig. 6). Los tipos de coberturas corresponden con un total de 450 ha alrededor de cada vía. Los valores máximos y mínimos en representatividad de las coberturas por tramo en la Vía El Escobero estuvieron entre 15 y 69 % para bosques y vegetación nativa, entre

<1 y 72 % para pastizales, entre <1 y 39 % para bosques plantados y entre <1 y 40 % para áreas urbanizadas (MSF4). Para la Variante Las Palmas, los valores máximos y mínimos estuvieron entre 3 y 25 % para bosques y vegetación nativa, entre 12 y 45 % para pastizales, y de <1 a 18 % para áreas urbanizadas (MSF4).

Finalmente, en la red vial se identificaron cinco tramos de alta velocidad, ocho de velocidad media y cinco de baja velocidad. El 42 % (n = 23) de las zonas críticas de atropellamiento de fauna se concentran en los tramos con velocidad alta, 56 % (n = 30) en los tramos con velocidad media y solo el 2 % (n = 1) en tramos con velocidad baja. Para la Vía El Escobero, las zonas con tendencia al incremento de velocidad vehicular se encuentran en los tramos dos y seis, que son principalmente rectos y de menor pendiente, mientras los tramos de baja velocidad están relacionados con zonas escarpadas, presencias de peajes y zonas escolares (MSF5). Al evaluar en esta vía la proporción

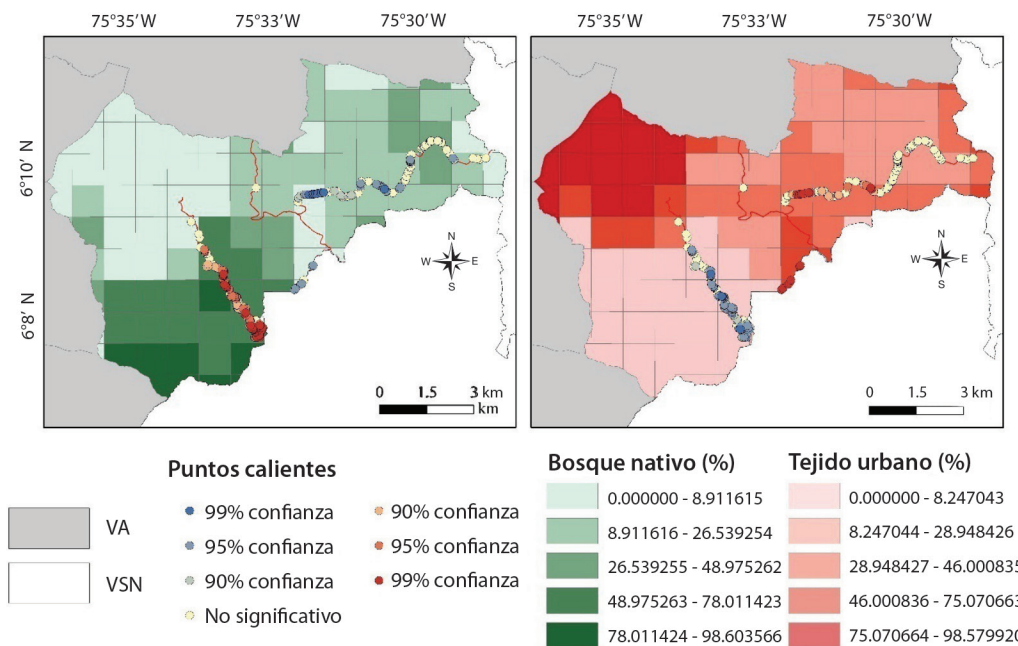


Fig. 5. Patrón de distribución de puntos, calientes y fríos, de atropellamientos de vertebrados en la red vial periurbana que conecta los valles de Aburrá (VA) y San Nicolás (VSN) (Colombia) con relación al porcentaje de bosques naturales y el porcentaje de tejido urbano. / **Fig. 5.** Distribution pattern of hot and cold points of vertebrate roadkills in the peri-urban road network that connects the valleys of Aburrá (VA) and San Nicolás (VSN) (Colombia) in relation to the percentage of natural forests and the percentage of urban areas.

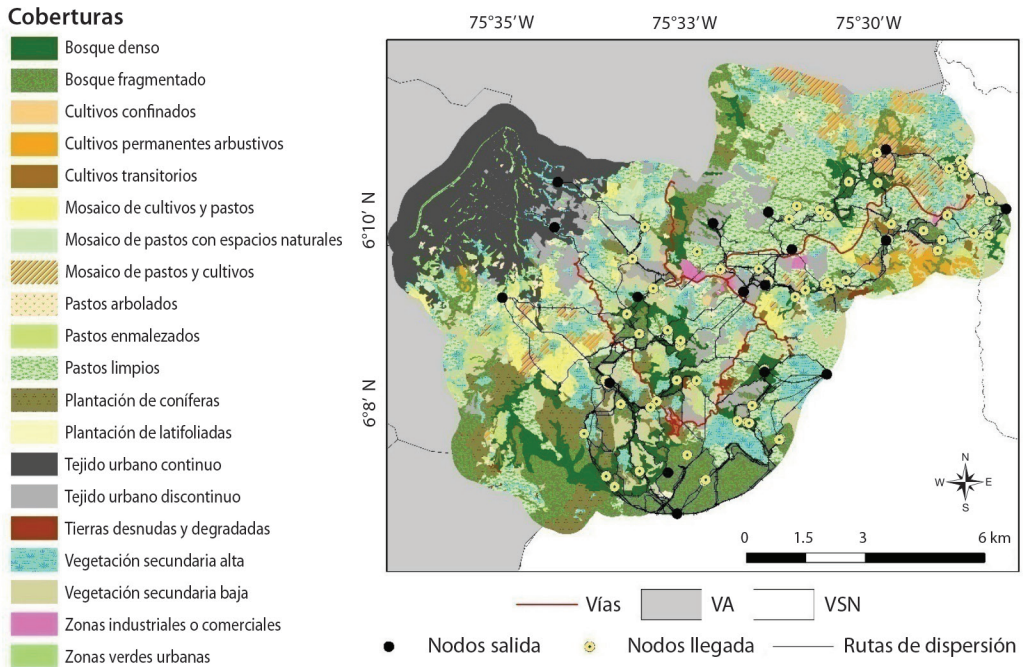


Fig. 6. Tipos de coberturas y rutas de movimiento para vertebrados con requerimiento medio y alto de hábitat en inmediaciones de la Vía El Escobero (1) y la Variante Las Palmas (2), en la red vial que conecta los valles de Aburrá (AV) y San Nicolás (VSN) (Colombia). / **Fig. 6.** Cover types and movement routes for vertebrates with medium and high habitat requirements around the El Escobero road (1) and the Las Palmas bypass (2), in the road network that connects the Aburrá (AV) and San Nicolás (VSN) valleys (Colombia).

de atropellamientos entre el carril de ascenso y descenso para los tres tramos continuos con mayor área de cobertura boscosa (>50 %) se encontraron diferencias significativas en la proporción de mamíferos y aves atropellados ($p = 0.002$ y $9.957e-10$, respectivamente), pero no para serpientes ($p = 0.2$). Las proporciones más altas en el número de aves ($n = 35$, 83 %) y mamíferos atropellados ($n = 21$, 70 %) se concentraron en el carril de ascenso.

En la Variante Las Palmas se encontraron diferencias significativas ($p = 0.01$) al comparar la proporción de atropellamientos entre los tres tramos con tendencia de velocidad alta ($n = 58$, 59 %) y los tres tramos con velocidad media ($n = 40$, 41 %). Igualmente se encontraron diferencias significativas ($p = 0.001$) en la proporción de atropellamientos entre los tres tramos de velocidad baja ($n = 22$, 35 %) y los tres tramos

de velocidad media ($n = 40$, 65 %) (MSF5). Los tramos siete y nueve, que presentan características similares en área de cobertura boscosa, mayor al 50 %, mostraron diferencias significativas en la proporción de atropellamientos ($p = 0.004$), teniendo en cuenta la velocidad alta para el tramo siete ($n = 18$, 72 %) y baja para el tramo nueve ($n = 7$, 28 %) (MSF5).

DISCUSIÓN

Este trabajo identifica que en la Vía El Escobero y la Variante Las Palmas hay especies de vertebrados que son más atropelladas que otras, que las características ecológicas de los organismos están relacionadas con la vulnerabilidad al atropellamiento y que las condiciones del paisaje explican la concentración y distribución del atropellamiento de fauna

en estas carreteras periurbanas. Es decir, hay consistencia entre las hipótesis planteadas y los resultados encontrados en este trabajo.

Las vías evaluadas impactaron el 28 % de las 273 especies de vertebrados presentes en el SILAPE. Es decir, cerca del 60 % de las especies de mamíferos no voladores registrados en los bosques de Envigado, 80 % de la riqueza local de serpientes y 18 % de las especies de aves registradas en la zona (Arias-Alzate, 2016) mueren en las vías de sus inmediaciones. Estos resultados corroboran que las carreteras representan una amenaza considerable para la vida silvestre en áreas protegidas de entornos periurbanos (López et al., 2004).

Se destaca la presencia de cuatro especies de mamíferos que no habían sido reportadas atropelladas en estudios previos para la red vial del suroriente del VA (Delgado-V., 2009): *E. barbara*, *C. taczanowskii*, *Notosciurus pucheranii* y *C. derbianus*. En aves, las muertes se concentraron en cuatro especies (40 % de los registros) y las dos que presentan mayor cantidad de registros estuvieron clasificadas como capturadoras/cazadoras (*M. choliba* y *M. aequatorialis*). Esto puede deberse a que son especies que frecuentemente forrajean en bordes de carretera, lo cual concuerda con lo planteado por Alves da Rosa y Bager (2012), quienes encontraron un número importante de individuos atropellados en pocas especies que usan activamente las vías para encontrar recursos. Esta misma tendencia se ha observado en mamíferos, principalmente en especies rebuscadoras y oportunistas, características ecológicas que las hace proclives a morir en carretera mientras forrajean (p. ej., *N. olivacea*) (Delgado-V., 2007; Cook & Blumstein, 2013; Delgado-V., 2014). Otros estudios han encontrado que las especies que pueden explotar áreas urbanas gracias a dietas omnívoras y búsqueda de alimento entre residuos y viviendas son vulnerables a morir en zonas de carretera donde el flujo vehicular se incrementa (p. ej., *D. marsupialis*) (Tigas et al., 2002). Para el caso de los reptiles nocturnos, dada su condición heteroterma, la vulnerabilidad puede asociarse a la búsqueda de calor sobre el asfalto (Vijayakumar et al., 2001). Hay que tener en

cuenta que la persistencia de las carcasas de los reptiles es baja en especies de tamaño pequeño (Langen et al., 2007; Ratton et al., 2014), por ende, el número de atropellamiento de este grupo podría estar subestimado en este estudio.

El patrón diferencial de atropellamientos es, al parecer, más que un resultado producto de una agrupación taxonómica, la respuesta de diferentes grupos funcionales ecológicos encontrados en la zona y la forma en que las especies responden a la presencia de estructuras desconocidas como las vías, dependiendo además del tipo de vía, características entre tramos y el paisaje asociado (Lester, 2015). Por ejemplo, en la Vía El Escobero, con mayor sinuosidad, menor amplitud y velocidad, además con franjas boscosas entre carriles, ocurrieron más atropellamientos de mamíferos arborícolas y diurnos, así como de aves con especificidad media y alta de hábitat. La presencia de franjas de vegetación nativa entre carriles, aunque pueden disminuir momentáneamente el tiempo de exposición a la vía, puede aumentar el riesgo de atropellamiento cuando la velocidad vehicular no es regulada (Crooks, 2002; Gunson et al., 2011), lo que hace pensar que estas áreas remanentes de vegetación entre vías rápidas podrían actuar como trampas ecológicas (Hale & Swearer, 2016), contribuyendo al número y diversidad de especies atropelladas.

Por su parte, la Variante Las Palmas, presenta mayor amplitud, velocidad y flujo vehicular, además atraviesa paisajes intervenidos con mayor presión por urbanización, lo cual estaría generando condiciones de efecto de resistencia y barrera para especies que evitan ingresar en áreas transformadas (Lester, 2015). Esto explicaría la alta densidad de atropellamientos para especies generalistas, especialmente en aves y mamíferos, que pueden hacer uso de áreas abiertas y degradadas (Alves da Rosa & Bager, 2012), como *D. marsupialis*, *Sylvilagus* sp., *M. choliba* y *M. aequatorialis*. Sin embargo, la abundancia de alguna de ellas podría contribuir a que su frecuencia de atropellamiento aumentara.

Para ambas carreteras, los mamíferos arborícolas (p. ej., *C. derbianus*) representaron el 15



% del total. Esto se debe principalmente a que, dadas sus características ecológicas, estas especies son presionadas a descender y desplazarse por el suelo para moverse entre áreas boscosas (Wilson et al., 2007), lo que incrementa el riesgo de ser atropelladas. Por otro lado, los mamíferos carnívoros presentaron zonas importantes de atropellamientos en ambas vías, posiblemente donde las rutas de movimiento son interrumpidas por las carreteras. Esto podría deberse a que la mayoría de estas especies, debido a sus capacidades de dispersión, buscan zonas de menor resistencia para moverse en el paisaje (Adriaensen et al., 2003), pero se enfrentan a un riesgo mayor de morir cuando estas zonas se encuentran inmersas en paisajes antropizados. En estas zonas críticas se encontraron atropelladas especies con requerimientos altos de hábitat como *L. tigrinus* y *B. neblina*, lo cual concuerda con lo reportado en otros trabajos (Crooks, 2002; George & Crooks, 2006), donde el incremento de la actividad humana por urbanización puede llevar al desplazamiento y reducción de las poblaciones de los carnívoros, lo que afectaría directamente la salud de los ecosistemas circundantes e inmersos en áreas de expansión urbana (Ordeñana et al., 2010).

Sería importante determinar en un futuro si las características de los tramos con mayor atropellamiento se relacionan con algunos factores inherentes a la vía como, por ejemplo, sinuosidad y pendiente. Por ejemplo, entre el 2003 y 2021, fueron atropellados 18 individuos de *L. tigrinus* en diferentes tramos de la red vial entre los VA y VSN (Arias-Alzate et al., 2014; este estudio). Esta situación podría estar afectando directamente la población a nivel local y regional, ya que, acorde a la estimación realizada aquí, cinco individuos podrían estar siendo atropellados al año en ambas carreteras.

En este trabajo encontramos diferencias significativas en la proporción de atropellamientos entre diferentes tendencias de las velocidades en los tramos, donde todos los grupos taxonómicos y categorías ecológicas se relacionaron con este factor (Jaarsma & Willems, 2002; Clevenger et al., 2003). Por ejemplo, en los tramos lentos de las vías (es decir, en aquellas que

por ley no superan los 40 km/h) se presentaron solo el 2 % de los atropellamientos. Esto sugiere que, un desplazamiento vehicular que no supere los 40 km/h, establecido originalmente para la seguridad de conductores, también podría ser un límite de velocidad que reduzca el número de animales atropellados y las zonas críticas de atropellamiento en estas vías periurbanas. Por lo tanto, disminuir la velocidad sería una medida que permite enfrentar la letalidad de las carreteras de forma permanente e integrar mayor complejidad de condiciones ecológicas, ya que carreteras más lentas incrementarían la seguridad para los animales que deben cruzarlas, que forrajean en los bordes o están con regularidad forrajeando sobre el asfalto.

Este estudio permitió reconocer el panorama que existe actualmente frente a los efectos que la infraestructura vial está tendiendo sobre la diversidad de vertebrados que se encuentran en los ecosistemas circundantes a la red vial periurbana. Limitar la cercanía de construcciones y maquinaria a los fragmentos de bosque puede reducir la presión sobre algunas especies y con ello disminuir muertes en carretera por desplazamiento, también los riesgos de extinción local y darle mayor funcionalidad a las medidas de mitigación que se restringen exclusivamente a las carreteras (señalización, reductores de velocidad, pasos de fauna, entre otros). Recomendamos que los pasos de fauna ya instalados, y por instalar, en las vías del estudio, cuenten con un programa de monitoreo que determine si estos están siendo efectivos para el cruce de las especies y los grupos funcionales que aquí detectamos como más vulnerables al atropellamiento. Con este trabajo esperamos contribuir al conocimiento sobre la ecología de carreteras y aportar al manejo y conservación de áreas protegidas periurbanas al norte de los Andes colombianos. Un manejo integral y protección de estos territorios es de gran importancia para salvaguardar la integridad no solamente de las poblaciones de estas especies, sino también de los ecosistemas y procesos ecológicos que allí se dan.

Declaración de ética: los autores declaran que todos están de acuerdo con esta publicación y que han hecho aportes que justifican su autoría; que no hay conflicto de interés de ningún tipo; y que han cumplido con todos los requisitos y procedimientos éticos y legales pertinentes. Todas las fuentes de financiamiento se detallan plena y claramente en la sección de agradecimientos. El respectivo documento legal firmado se encuentra en los archivos de la revista.

Ver material suplementario a45v72n1-MS1

AGRADECIMIENTOS

Apoyo logístico y financiero fue dado por la Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Agropecuario de Envigado. Este proyecto fue desarrollado, parcialmente, durante el Proyecto 275: Fortalecimiento y Gestión del Sistema Local de Áreas Protegidas de Envigado financiado por la Universidad CES, la Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Agropecuario de Envigado y la Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia CORANTIOQUIA. Este trabajo es requisito parcial del primer autor para el optar al título de Magister en Bosques y Conservación de la Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín. Dos revisores anónimos contribuyeron a mejorar ostensiblemente el manuscrito.

REFERENCIAS

- Adriaensen, F., Chardon, J. P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulink, H., & Matthysen, E. (2003). The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 64(4), 233–247. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00242-6](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00242-6)
- Alves da Rosa, C. & Bager, A. (2012). Seasonality and habitat types affect roadkill of neotropical birds. *Journal of Environmental Management*, 97, 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.11.004>
- Arias-Alzate, A., Sánchez-Londoño, J. D., Botero-Cañola, S., & González-Maya, J. F. (2014). Registros confirmados recientes de la Oncilla (*Leopardus tigrinus*) en el departamento de Antioquia, Colombia. *Mammalogy Notes*, 1(2), 4–5. <https://doi.org/10.47603/manovolln2.4-5>
- Arias-Alzate, A., Londoño Trujillo, Á. M., Zamudio, N., Obando, J. M., Botero, C., Piedrait, M., Martínez Galvis, S., Montoya, K., & Largo, R. (2016). *Sistema local de áreas protegidas de Envigado: Informe final*. Universidad CES.
- Armenteras, D., Gast, F. & Villarreal, H. (2003). Andean Forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation*, 133(2), 245–256. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00359-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00359-2)
- Astwood, J. A., Reyes, M. C., Rincón, M. T., Pachón, J., Eslava, P. R., & Parra, C. A. (2018). Mortalidad de reptiles en carreteras del piedemonte de los llanos orientales colombianos. *Caldasia*, 40(2), 321–334. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v40n2.67578>
- Ayerbe, F. (2018). *Guía ilustrada de la Avifauna colombiana*. Wildlife Conservation Society.
- Barthelmess, E. L., & Brooks, M. S. (2010). The influence of body-size and diet on roadkill trends in mammals. *Biodiversity Conservation*, 19, 1611–1629. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9791-3>
- Bedoya, M. M., Arias-Alzate, A., & Delgado-V., C. A. (2018). Atropellamientos de fauna silvestre en la red vial urbana de cinco ciudades del Valle de Aburrá (Antioquia, Colombia). *Caldasia*, 40(2), 335–348. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v40n2.68297>
- Castillo, J. C., Urmendez, D., & Zambrano, G. (2015). Mortalidad de fauna por atropello vehicular en un sector de la Vía Panamericana entre Popayán y Patía. *Boletín Científico del Museo de Historia Natural*, 19(2), 207–219. <https://doi.org/10.17151/bccm.2015.19.2.12>
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B. & Gunson, K.E. (2003). Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation*, 109(1), 15–26. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00127-1z](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00127-1z)
- Coelho, A. V. P., Coelho, I. P., Teixeira, F. T. & Kindel, A. (2014). Siriema: roadmortality software. User's Manual V. 2.0. *Universidade Federal Do Rio Grande Do Sul*, 34.
- Coelho, I. P., Kindel, A., & Coelho, A. V. P. (2008). Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. *European Journal of Wildlife Resources*, 54(4), 689–699. <https://doi.org/10.1007/s10344-008-0197-4>
- Coffin, A. W. (2007). From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, 15(5), 396–406. <https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2006.11.006>



- Colorado-Zuluaga, G. J., Vásquez-Muñoz, J. L. & Mazo-Zuluaga, I. N. (2017). Modelo de conectividad ecológica de fragmentos de bosque andino en Santa Elena (Medellín, Colombia). *Acta Biológica Colombiana*, 22(3), 379–393. <http://dx.doi.org/10.15446/abc.v22n3.63013>
- Cook, T. C. & Blumstein, D. T. (2013). The omnivore's dilemma: Diet explains variation in vulnerability to vehicle collision mortality. *Biological Conservation*, 167, 310–315. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.08.016>
- Crooks, K. R. (2002). Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology*, 16(2), 488–502. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00386.x>
- De La Ossa-Nadjar, O. & De La Ossa, J. (2013). Fauna silvestre atropellada en dos vías principales que rodean los Montes de María, Sucre, Colombia. *Revista Colombiana de Ciencias Animales*, 5(1), 158–164. <https://doi.org/10.24188/recia.v5.n1.2013.481>
- De La Ossa, J., & Galván-Guevara, S. (2015). Registro de mortalidad de fauna silvestre por colisión vehicular en la carretera Tolúviejo - Ciénaga La Caimanera, Sucre, Colombia. *Biota Colombiana*, 16(1), 67–77.
- del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D. A. & Juana, E. (2004). *Handbook of the Birds of the World*. Lynx Ediciones.
- Delgado-V., C. A. (2007). Muerte de mamíferos por vehículos en la vía del Escobero, Envigado (Antioquia), Colombia. *Actualidades Biológicas*, 29(87), 229–233. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.329342>
- Delgado-V., C. A. (2009). Non-volant mammals, Reserva San Sebastián-La Castellana, Valle de Aburrá, Antioquia, Colombia. *Check List*, 5(1), 1–4. <https://doi.org/10.15560/5.1.1>
- Delgado-V., C. A. (2014). Adiciones al atropellamiento vehicular de mamíferos en la vía del Escobero, Envigado (Antioquia), Colombia. *Revista EIA*, (22), 145–151.
- Do Prado, T. R., Ferreira, A. A., & Guimaraes, Z. F. S. (2007). Efeito da implantação de rodovias no cerrado brasileiro sobre a fauna de vertebrados. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 28(3), 237–241.
- Emmons, L. H., & Feer, F. (1997). *Neotropical rainforest mammals: A field guide* (2nd ed.). The University of Chicago Press.
- Espinal, L. S. (1985). Geografía ecológica del departamento de Antioquia (Zonas de vida-Formaciones vegetales). *Revista de la Facultad Nacional de Agronomía*, 38(1), 5–106.
- Environmental Systems Research Institute (ESRI). (2015). *ArcGIS 10.5*. [Computer software] Environmental Systems Research Institute.
- Fahrig, L., & Rytwinski, T. (2009). Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society*, 14(1), 21.
- Forman, R. T. T., & Alexander, L. E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 29, 207–31.
- George, S. L., & Crooks, K. R. (2006). Recreation and large mammal activity in an urban nature reserve. *Biological Conservation*, 133(1), 107–117. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.05.024>
- González-Salazar, C., Martínez-Meyer, E., & López-Santiago, G. (2014). A hierarchical classification of trophic guilds for North American birds and mammals. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(3), 931–941. <https://doi.org/10.7550/rmb.38023>
- Gunson, K. E., Mountrakis, G., & Quackenbush L. J. (2011). Spatial wildlife-vehicle collision models: A review of current work and its application to transportation mitigation projects. *Journal of Environmental Management*, 92(4), 1074–1082. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.027>
- Hale, R., & Swearer, S. E. (2016). Ecological traps: current evidence and future directions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1824), 20152647. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.2647>
- Hernández-Arango, M. S. (2017). Doble calzada Las Palmas: Deficiencias técnicas y accidentalidad. *Ingeniería y Sociedad*, (12), 6–11.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (2010). *Leyenda Nacional de coberturas de la tierra. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia Escala 1:100.000*. Bogotá, Colombia.
- IUCN. (2021) The International Union for Conservation of Nature's Red List of Threatened Species.(Version: 2021-1). <https://www.iucnredlist.org/>
- Jaarsma, C. F., & Willems, G. P. A. (2002). Reducing habitat fragmentation by minor rural roads through traffic calming. *Landscape and Urban Planning*, 58(2-4), 125–135. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(01\)00215-8](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00215-8)
- Langen, T. A., Machniak, A., Crowe, E. K., Mangan, C., Marker, D. F., Liddle, N., & Roden, B. (2007) Methodologies for surveying herpetofauna mortality on rural highways. *The Journal of Wildlife Management*, 71(4), 1361–1368. <https://doi.org/10.2193/2006-385>
- Laurance, W. F., Goosem, M., & Laurance, S. G. (2019) Impacts of road and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(12), 659–669. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.06.009>

- León, N. & Ruiz, C. A. (2016). El sistema urbano en Colombia y la formación metropolitana: Una aproximación desde la Nueva Geografía Económica. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, 25(2), 21–37. <http://dx.doi.org/10.15446/rcdg.v25n2.52850>
- Lester, D. (2015). Effective Wildlife Roadkill Mitigation. *Journal of Traffic and Transportation Engineering*, 3(1), 42–51. <https://doi.org/10.17265/2328-2142/2015.01.005>
- López, R. R., Silvy, N. J., Wilkins, R. N., Frank, P. A., Peterson, M. J., & Peterson, M. N. (2004). Habitat-use patterns of Florida key deer: implications of urban development. *The Journal of Wildlife Management*, 68(4), 900–908. [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2004\)068\[0900:HPOFKD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2004)068[0900:HPOFKD]2.0.CO;2)
- Monroy, M. C., De La Ossa-Lacayo, A., & De La Ossa, J. (2015). Tasa de atropellamiento de fauna silvestre en la vía San Onofre-María La Baja, Caribe colombiano. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*, 1(27), 88–95. <https://doi.org/10.47499/revistaaccb.v1i27.106>
- Montenegro, A. L., & Vargas-Ríos, O. (2008). Caracterización de bordes de bosque alto andino e implicaciones para la restauración ecológica en la Reserva Forestal de Cagua (Colombia). *Revista de Biología Tropical*, 56(3), 1543–1556. <https://doi.org/10.15517/rbt.v56i3.5728>
- Ordeñana, M. A., Crooks, K. R., Boydston, E. E., Fisher, R. N., Lyren, L. M., Siudyla, S., Haas, C. D., Sierra, H., Turschak, S. A., Miles, G. M., & van Vuren, D. H. (2010). Effects of urbanization on carnivore species distribution and richness. *Journal of Mammalogy*, 91(6), 1322–1331. <https://doi.org/10.1644/09-MAMM-A-312.1>
- Guimarães-Pereira, A. P. F., Gonçalves-Andrade, F. A., & Barroncas-Fernandes, M. E. (2006). Dois anos de monitoramento dos atropelamentos de mamíferos na rodovia PA- 458, Bragança, Pará. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, 1(3), 77–83.
- Prist, P. R., Garbino, G. S. T., Abra, F. D., Pagotto, T., & Giacon, O. (2020). Use of highway culverts by the water opossum (*Chironectes minimus*) in southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 20(4), e20201058. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-1058>
- Quintero-Ángel, A., Osorio-Domínguez, D., Vargas-Salinas, F., & Saavedra-Rodríguez, C. A. (2012). Roadkill rate of snakes in a disturbed landscape of Central Andes of Colombia. *Herpetological Notes*, 5, 99–105.
- Ramírez-Chaves, H. E., Suárez-Castro, A. F., & González-Maya, J. F. (2016). Cambios recientes a la lista de los mamíferos de Colombia. *Mammalogy Notes*, 3(1–2), 1–9. <https://doi.org/10.47603/manovol3n1.1-9>
- Ramp, D., Wilson, V. K., & Croft, D. B. (2006). Assessing the impacts of roads in peri-urban reserves: Road-based fatalities and road usage by wildlife in the Royal National Park, New South Wales, Australia. *Biological Conservation*, 129(3), 348–359. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.11.002>
- Ratton, P., Seccon, H., & da Rosa, C. A. (2014). Carcass permanency time and its implications to the roadkill data. *European Journal of Wildlife Research*, 60(3), 543–546. <https://doi.org/10.1007/s10344-014-0798-z>
- Remsen, J. V., Areta, J. I., Bonaccorso, E., Claramunt, S., Jaramillo, A., Lane, D. F., Pacheco, J. F., Robbins, M. B., Stiles, F. G., & Zimmer, K. J. (2022). *A classification of the bird species of South America*. American Ornithological Society.
- Rendall, A., Webb, V., Sutherland, D. R., White, J. G., Renwick, L., & Cooke, R. (2021). Where wildlife and traffic collide: drivers of roadkill rates change through time in wildlife-tourism hotspot. *Global Ecology and Conservation*, 27, e01530. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01530>
- Santiago-Alarcón, D. & Delgado, C. A. (2017). Warning! Urban threats for birds in Latin America. In I. MacGregor-Fors & J. F. Escobar-Ibáñez (Eds.), *Avian Ecology in Latin American Cityscapes* (pp. 125–142). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-63475-3_7
- San Vicente, M. G., & Valencia, P. L. (2007). Criterios para contemplar la conectividad del paisaje en la planificación territorial y sectorial. *Investigaciones Geográficas*, (44), 75–88.
- San Vicente, M. G., & Valencia, P. J. L. (2009). Función y estructura de los corredores ecológicos, una revisión para su implementación dentro de la ordenación y gestión del paisaje. *Ecología*, (22), 11–21.
- Slater, F. M. (2002). An assessment of wildlife road casualties – the potential discrepancy between numbers counted and number killed. *Web Ecology*, 3, 33–42. <https://doi.org/10.5194/we-3-33-2002>
- Sistema Local de Áreas Protegidas de Envigado (SILAPE). (2014). *Guía de Flora y Fauna del Sistema Local de Áreas Protegidas de Envigado*. Editorial JB MED.
- Suárez-Castro, A. F., & Ramírez-Chaves, H. E. (Eds.). (2015). *Los carnívoros terrestres y semiacuáticos continentales de Colombia. Guía de Campo*. Editorial Universidad Nacional de Colombia.
- Tigas, L. A., Van Vuren, D. H., & Sauvajot, R. M. (2002). Behavioral responses of bobcats and coyotes to habitat fragmentation and corridors in an urban environment. *Biological Conservation*, 108(3), 299–306. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00120-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00120-9)
- UN-Habitat. (2016). *World Cities Report 2016: Urbanization and development-emerging futures*. United Nations Human Settlements Programme.



- Vargas-Salinas, F., & Amézquita, A. (2013). Traffic noise correlates with calling time but not spatial distribution in the threatened poison frog *Andinobates bombetes*. *Behaviour*, 150(6), 569–584. <https://doi.org/10.1163/1568539X-00003068>
- Vargas-Salinas, F., Delgado-Ospina, I., & López-Aranda, F. (2011). Mortalidad por atropello vehicular y distribución de anfibios y reptiles en un bosque subandino en el occidente de Colombia. *Caldasia*, 33(1), 121–138.
- Vargas-Salinas, F., & López-Aranda, F. (2012). ¿Las carreteras pueden restringir el movimiento de pequeños mamíferos en bosques andinos de Colombia? Estudio de caso en el bosque de Yotoco, Valle del Cauca. *Caldasia*, 34(2), 409–420.
- Vásquez-Restrepo, J. D., Toro-Cardona, F. A., Alzate-Basto, E., & Rubio-Rocha, L. (2018). *Guía de las serpientes del Valle de Aburrá*. Editorial Universidad CES.
- Vijayakumar, S. P., Vasudevan, K., & Ishwar, N. M. (2001). Herpetofaunal mortality on roads in the Anamalai Hills, southern Western Ghats. *Hamadryad*, 26(2), 265–272.
- Villarreal, H. (2006). Ecosistemas terrestres naturales. En M. E. Chaves & M. Santamaría (Eds.), *Informe sobre el avance en el conocimiento y la información de la biodiversidad 1998–2004. Tomo II* (pp. 43–85). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Wilson, R. F., Marsh, H. & Winter, J. (2007). Importance of canopy connectivity for home range and movements of the rainforest arboreal ringtail possum (*Hemibelideusle muroides*). *Wildlife Research*, 34(3), 177–184. <https://doi.org/10.1071/WR06114>