



Institución
Universitaria
Reacreditada en Alta Calidad

**Análisis geoespacial de las zonas de acumulación de
atropellamiento de fauna silvestre para la formulación de
estrategias de prevención y mitigación al impacto en la
Concesión Túnel Aburrá Oriente – Colombia**

Danna Paola Moscoso Perdomo

Maestría en Desarrollo Sostenible

Línea de Investigación:

Química Ambiental y Desarrollo Sostenible

Grupo de Investigación:

Alquimia

Instituto Tecnológico Metropolitano

Facultad de Ciencias exactas y aplicadas, Departamento de Ciencias Ambientales y de
la Construcción

Medellín Distrito Especial de Ciencia, Tecnología e Innovación, Colombia

2025

Análisis geoespacial de las zonas de acumulación de atropellamiento de fauna silvestre para la formulación de estrategias de prevención y mitigación al impacto en la Concesión Túnel Aburrá Oriente – Colombia

Danna Paola Moscoso Perdomo

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:

Magister en Desarrollo Sostenible

Director (a): Juan Carlos Jaramillo-Fayad

PhD. Doctor en Biodiversidad y Conservación del Medio Natural

Codirector (a): Esteban Alexander García Suárez

Ingeniero Ambiental

Línea de Investigación:

Química Ambiental y Desarrollo Sostenible

Grupo de Investigación:

Alquimia

Instituto Tecnológico Metropolitano

Facultad de Ciencias exactas y aplicadas, Departamento de Ciencias Ambientales y de la Construcción

Medellín Distrito Especial de Ciencia, Tecnología e Innovación, Colombia

2025

Mi más profundo agradecimiento a la Concesión Túnel Aburrá Oriente por financiar mis estudios de maestría y por su disposición a fomentar la investigación en Ecología de Carreteras.

A mis padres y pareja, por su apoyo emocional y por su constante motivación y alegría.

A mi director Juan Carlos, por su guía, compromiso y valiosas enseñanzas a lo largo de este proceso.

A Esteban, quien fue el puente entre las instituciones, estuvo siempre atento a mis avances y facilitó con generosidad todo lo necesario para el desarrollo de esta investigación.

A mis compañeros por las conversaciones, el ánimo y las risas que hicieron más llevadero este camino académico.

PARTICIPANTES EN EL PROYECTO			
	Estudiante	Director	Asesor
Nombre	Danna Paola Moscoso Perdomo	Juan Carlos Jaramillo Fayad	Esteban Alexander García Suárez
Entidad	ITM	ITM	Concesión Túnel Oriente
Grupo y línea de investigación	Alquimia - Química Ambiental y Desarrollo Sostenible	Alquimia - Química Ambiental y Desarrollo Sostenible	
CvLac	https://scienti.minciencias.gov.co/cvlac/visualizador/generarCurriculoCv.do?cod_rh=0001908216	https://scienti.minciencias.gov.co/cvlac/visualizador/generarCurriculoCv.do?cod_rh=0001447689	https://scienti.minciencias.gov.co/cvlac/visualizador/generarCurriculoCv.do?cod_rh=0002187159
ORCID	https://orcid.org/0009-0007-6815-9869	https://orcid.org/0000-0001-5585-3885	
¿Esta propuesta está asociada a algún proyecto de investigación ya aprobado?		SI <input type="checkbox"/>	NO <input checked="" type="checkbox"/>
¿Cuál? (código)			

Resumen

El crecimiento de la infraestructura vial representa una amenaza para la biodiversidad, siendo el atropellamiento de fauna silvestre uno de los impactos más evidentes. Frente a este panorama, se busca generar un análisis que permita comprender cuáles son los factores relacionados con este impacto, teniendo en cuenta la inclusión de variables ambientales y técnicas para mayor integralidad en su entendimiento. Esta investigación tuvo como objetivo formular estrategias de prevención y mitigación mediante análisis geoespacial en la Concesión Túnel Aburrá Oriente. Para alcanzar el objetivo, se realizaron censos sistemáticos durante seis meses, registrando 130 individuos atropellados, ninguno en categoría de amenaza. No obstante, se evidenció una alta diversidad taxonómica afectada, pero baja diversidad funcional entre las especies atropelladas y no se encontraron diferencias significativas entre clases taxonómicas atropelladas respecto a la precipitación, según la prueba de Kruskal-Wallis. Además, el índice de atropellamiento de SIRIEMA estimó una tasa anual de 1.023 individuos atropellados. Para identificar zonas críticas de atropellamiento, se aplicaron distintos métodos espaciales: SIRIEMA, Getis Ord G_i^* , KDE+ y autocorrelación espacial, siendo SIRIEMA el método con mejor desempeño según la matriz de confusión con el modelo de Random Forest, empleado para seleccionar las características más relevantes (28 en total, entre técnicas y ambientales) relacionadas con la ocurrencia de atropellamientos. Los resultados indicaron que la proximidad a coberturas vegetales y los extremos de estructuras como Gaviones y New Jersey se asocian con una menor probabilidad de atropellamiento. Con base en estos resultados, se propusieron dos medidas de mitigación adaptadas a las condiciones de cada vía, incluyendo la instalación de barreras alzadoras de vuelo con doble funcionalidad de cerramiento, y la implementación de pasos de fauna, tanto de dosel como arborícolas. Durante la formulación de las propuestas se identificó que una de las limitantes en la implementación de medidas está asociada con el nivel de intervenciones en la zona, lo cual puede afectar la continuidad y eficacia de estas.

Palabras clave: Atropellamiento de fauna, análisis geoespacial, prevención, mitigación

Abstract

The expansion of road infrastructure poses a significant threat to biodiversity, with wildlife-vehicle collisions being one of the most evident impacts. In response to this situation, this study aimed to analyze the factors associated with wildlife road mortality by incorporating both environmental and technical variables to achieve a more comprehensive understanding. The main objective of the research was to formulate prevention and mitigation strategies through geospatial analysis within the Concesión Túnel Aburrá Oriente. To achieve this, systematic roadkill surveys were conducted over six months, during which 130 individuals were recorded as roadkill, none of which were classified as threatened species. However, the surveys revealed high taxonomic diversity among the affected species, but low functional diversity. No statistically significant differences were found between taxonomic classes regarding precipitation levels, according to the Kruskal-Wallis test. Additionally, the SIRIEMA roadkill index estimated an annual mortality rate of 1,023 individuals. To identify critical roadkill hotspots, several spatial methods were applied: SIRIEMA, Getis Ord G_i^* , KDE+, and spatial autocorrelation. Among these, SIRIEMA demonstrated the best performance based on the confusion matrix generated by the Random Forest model, which was used to select the most relevant features (28 in total, including technical and environmental variables) associated with the occurrence of roadkill events. The results indicated that proximity to vegetation cover and the ends of structures such as gabions and New Jersey barriers were associated with a lower probability of roadkill. Based on these findings, two mitigation measures were proposed, adapted to the specific conditions of each road segment. These included the installation of flight-raising barriers with dual fencing functionality, and the implementation of wildlife crossings, both canopy and arboreal. During the formulation of these proposals, it was identified that one of the main limitations for implementation is the degree of human intervention in the area, which may disrupt the continuity and effectiveness of the proposed measures.

Keywords: Wildlife roadkill, geospatial analysis, prevention, mitigation

Gráfica del resumen

En la **Figura 1**, se resumen las principales fases para el desarrollo del proyecto de investigación.

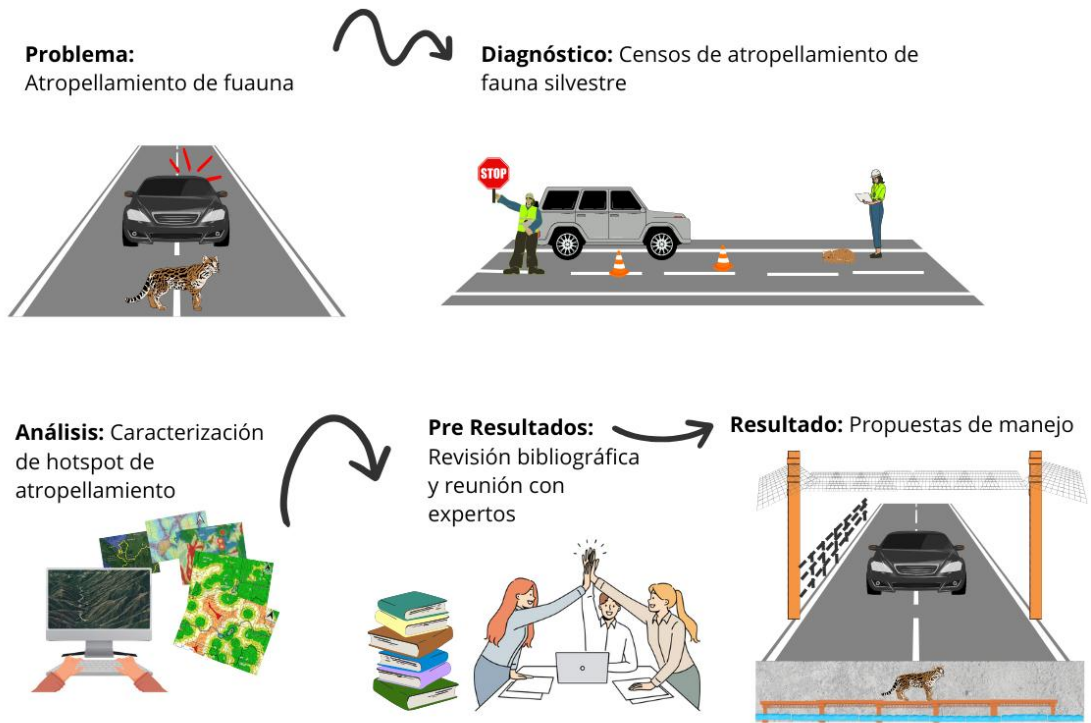


Figura 1. Resumen del anteproyecto. Elaboración propia

Contenido

1. Introducción	19
1.1 Planteamiento del Problema	19
1.2 Justificación	21
1.3 Hipótesis	24
1.4 Predicciones	24
1.5 Objetivos	25
1.5.1 Objetivo General	25
1.5.2 Objetivos Específicos	25
2. Estado del arte	27
2.1 Marco Teórico	30
2.1.1 Ecología de carreteras	30
2.1.2 Atropellamiento de fauna silvestre	31
2.1.3 Zonas de acumulación de atropellamiento	32
2.1.4 Variables ambientales	32
2.1.4.1 Paisaje	32
2.1.4.2 Conectividad ecológica	32
2.1.5 Variables técnicas	33
2.1.5.1 Diseño Geométrico de una carretera	33
2.1.5.2 Obras de arte vial	33
3. Capítulo 1	35
3.1 Zona de estudio	36
3.2 Marco metodológico	38
3.2.1 Censos de atropellamiento de fauna silvestre	38
3.2.1.1 Análisis climático	41
3.2.2 Diversidad de especies afectadas por atropellamiento	44
3.2.2.1 Riqueza de especies	44
3.2.2.2 Diversidad de especies	45
3.2.2.3 Diversidad Funcional	48
3.2.3 Zonas de acumulaciones significativas de atropellamiento de fauna	49
3.2.3.1 SIRIEMA	50
3.2.3.2 Autocorrelación espacial	52
3.2.3.3 Getis Ord G_i^*	54
3.2.3.4 Kernel Density Estimation Plus	55
3.2.4 Índice Kilométrico de Atropellamiento	56
3.3 Resultados	58
3.3.1 Censos de atropellamiento de fauna silvestre	58
3.3.1.1 Análisis climático	61
3.3.2 Diversidad de especies afectadas por atropellamiento	65
3.3.2.1 Riqueza de especies	65
3.3.2.2 Diversidad de especies	67
3.3.2.3 Diversidad funcional	68
3.3.3 Zonas de acumulaciones significativas de atropellamiento de fauna	73
3.3.3.1 SIRIEMA	73
3.3.3.2 Autocorrelación espacial	79

3.3.3.3	Getis Ord G_i^*	80
3.3.3.4	Kernel Density Estimation Plus.....	84
3.3.4	Índice kilométrico de atropellamiento	88
4.	Capítulo 2.....	89
3.4	Marco metodológico	91
3.4.1	Caracterización de variables.....	91
	Recopilación y procesamiento.....	91
	Generación de matriz	108
3.4.2	Selección de características	108
3.5	Resultados y discusión	111
3.5.1	Caracterización de variables.....	111
3.5.2	Selección de características	127
5.	Capítulo 3.....	133
5.1	Marco metodológico	134
5.2	Resultados y discusión	136
5.2.1	Descripción de medidas de prevención y mitigación.....	136
5.2.2	Ubicaciones sugeridas de medidas de prevención y mitigación.....	149
6.	Conclusiones.....	172
7.	Recomendaciones.....	174
8.	Propiedad Intelectual	175
9.	Impactos	176
10.	Consideraciones Éticas o Bioéticas	179
11.	Conflicto de Intereses	181
12.	Referencias.....	182

Lista de figuras

Figura 1. Resumen del anteproyecto.....	IX
Figura 2. Impactos de las infraestructuras viales sobre el medio ambiente.	31
Figura 3. Obras de arte vial.	34
Figura 4. Zona de estudio – Concesión Túnel Aburrá Oriente. Antioquia – Colombia.....	37
Figura 5. Elementos de seguridad utilizados en los censos sistemáticos de atropellamiento	39
Figura 6. Procedimiento frente a cadáveres de animales silvestres atropellados	40
Figura 7. Campos de información del App RECOFSA.....	41
Figura 8. Distribución de estaciones meteorológicas en Concesión Túnel Aburrá Oriente	42
Figura 9. Parámetros de entrada EstimateS.....	45
Figura 10. Previsualización tablero de datos de atropellamiento	61
Figura 11. Precipitación del censo número 36 en la zona de estudio	62
Figura 12. Diferencias entre clases atropelladas con base en la precipitación	63
Figura 13. Número de individuos atropellados por clase animal y temporada climática..	64
Figura 14. Curva de acumulación de especies y estimador Chao1 para censos de atropellamiento de fauna silvestre.....	66
Figura 15. Comparación de índices funcionales por vía	70
Figura 16. Gráficas de K Ripley para cada vía de la Concesión Túnel Aburrá Oriente ...	74

Figura 17. Zonas de acumulación de atropellamiento de fauna en Las Palmas por SIRIEMA	75
Figura 18. Zonas de acumulación de atropellamiento de fauna en Variante Las Palmas por SIRIEMA	75
Figura 19. Zonas de acumulación de atropellamiento de fauna en Santa Elena por SIRIEMA	76
Figura 20. Zonas de acumulación de atropellamiento de fauna en Las Palmas por Autocorrelación espacial	80
Figura 21. Zonas de acumulación de atropellamiento de fauna en Seminario Portal Occidente por GETIS ORD GI*	81
Figura 22. Zonas de acumulación de atropellamiento de fauna en Las Palmas por GETIS ORD GI*	82
Figura 23. Zonas de acumulación de atropellamiento de fauna en Variante Las Palmas por GETIS ORD GI*	83
Figura 24. Zonas de acumulación de atropellamiento de fauna en Santa Elena por GETIS ORD GI*	84
Figura 25. Zonas de acumulación de atropellamiento de fauna en Las Palmas por KDE+	85
Figura 26. Zonas de acumulación de atropellamiento de fauna en Variante Las Palmas por KDE+	86
Figura 27. Zonas de acumulación de atropellamiento de fauna en Santa Elena por KDE+	87
Figura 28. Zonas de acumulación de atropellamiento de fauna en Seminario Portal Occidente por KDE+	87
Figura 29. Áreas naturales protegidas – RUNAP presentes en el área de estudio	101
Figura 30. Angulo de curva con arcoseno	106

Figura 31. Análisis de visibilidad en carreteras.....	107
Figura 32. Variables ambientales y técnicas generadas a partir de distancias euclidianas	111
Figura 33. Zonificación del terreno según rangos de pendiente (grados)	112
Figura 34. Distribución espacial de la altura del dosel forestal (m)	112
Figura 35. Clasificación de cobertura del suelo	113
Figura 36. Clasificación de curvas según ángulo de arcoseno	113
Figura 37. Zonas de visibilidad según análisis de cuencas visuales.....	114
Figura 38. Casos de separaciones con alambrados.....	115
Figura 39. Estado de malla en Seminario Portal Occidente.....	116
Figura 40. Perfil de oclusión para animales del grupo 1	117
Figura 41. Perfil de oclusión para animales del grupo 2	118
Figura 42. Perfil de oclusión para animales del grupo 3	119
Figura 43. Perfil de oclusión para animales del grupo 4	120
Figura 44. Conectividad ecológica para Zorro Perro	123
Figura 45. Resistencia para Zorro Perro.....	123
Figura 46. Superposición de corredores ecológicos del zorro perro con el perfil de oclusión	123
Figura 47. Conectividad ecológica para el puercoespín	125
Figura 48. Resistencia para el puercoespín	125
Figura 49. Conectividad ecológica para el Barranquero	127
Figura 50. Resistencia para el Barranquero	127
Figura 51. Diez variables más importantes relacionadas con hotspot	130
Figura 52. Dependencia parcial para variables ambientales y técnicas relacionadas a los hotspot.....	131

Figura 53. Ejemplo de alzador de vuelo en tipo malla reflectante de luz ultravioleta – Fuente propia	139
Figura 54. Ejemplo cerramiento en malla – Fuente propia	142
Figura 55. Ejemplo disposición de cerramientos - Fuente: Diego Méndez Urrego.	143
Figura 56. Ejemplo de recubrimiento de pasarela con malla – Fuente propia	145
Figura 57. Caso de paso de fauna tridimensional – (Minato et al., 2022).....	146
Figura 58. Ejemplo de cerramiento hasta aletas de alcantarilla	148
Figura 59. Discontinuidades en el vallado - Seminario Portal Occidente.....	150
Figura 60. Barreras aprovechables como alzadores naturales	152
Figura 61. Ubicación de medidas de mitigación - Seminario Portal Occidente.....	153
Figura 62. Casos de ejemplo del impacto de alambrados en la fauna (Hanophy, 2009)	155
Figura 63. Casos de ejemplo de modificaciones a alambrados (Hanophy, 2009)	155
Figura 64. Alambrados en Seminario Portal Occidente.....	157
Figura 65. Cerramiento con vegetación en la vía Las Palmas	158
Figura 66. Ubicación de medidas de mitigación - Las Palmas	160
Figura 67. Ejemplo de discontinuidad de cerramiento por caminos alternos.....	165
Figura 68. Ubicación de medidas de mitigación – Variante Palmas	166
Figura 69. Ubicación de medidas de mitigación - Santa Elena	169
Figura 70. Ubicación de medidas de mitigación - Doble Calzada Sajonia.....	171

Lista de tablas

Tabla 1. Número de kilómetros de la zona de estudio	37
Tabla 2. Parámetros de censos sistemáticos de atropellamiento de fauna silvestre para la red vial	38
Tabla 3. Número de individuos de fauna silvestre atropellada	59
Tabla 4. Índices de biodiversidad	67
Tabla 5. Índices funcionales con respecto a las vías	69
Tabla 6. PR de los hotspot identificados con SIRIEMA.....	77
Tabla 7. Tasas de atropellamiento según clase taxonómica y masa corporal	88
Tabla 8. Variables empleadas para selección de características	91
Tabla 9. Reclasificación de pendientes.....	94
Tabla 10. Bandas espectrales Sentinel 2.....	95
Tabla 11. Índices espectrales de Sentinel 2.....	96
Tabla 12. Áreas protegidas - RUNAP	100
Tabla 13. Clasificación de variables del perfil de oclusión	104
Tabla 14. Categorías de oclusividad.....	104
Tabla 15. Grupos animales de referencia	105
Tabla 16. Reclasificación de ángulos de curvatura	106
Tabla 17. Área de cubrimiento de categorías de resistencia para el Zorro Perro	122
Tabla 18. Área de cubrimiento de categorías de resistencia para el Puercoespín	124
Tabla 19. Área de cubrimiento de categorías de resistencia para el Barranquero	126

Tabla 20. Métricas de evaluación de Random Forest.....	129
Tabla 21. Matriz de confusión para los métodos hotspot evaluados.....	129
Tabla 22. Documentos técnicos consultados	134
Tabla 23. Puntos de referencia para alzadores de vuelo - Seminario Portal Occidente.	152
Tabla 24. Puntos de referencia para alzadores de vuelo - Las Palmas	159
Tabla 25. Observaciones de los pasos de fauna existentes	162
Tabla 26. Puntos de referencia para alzadores de vuelo - Variante Palmas.....	165
Tabla 27. Puntos de referencia para alzadores de vuelo - Santa Elena	168
Tabla 28. Puntos de referencia para alzadores de vuelo - Doble Calzada Sajonia.....	170
Tabla 29. Propiedad intelectual de productos esperados	175

1. Introducción

1.1 Planteamiento del Problema

A nivel mundial, se reconoce el potencial de las carreteras de afectar negativamente la fauna, llegándose a considerar como una de las principales causas de pérdida de biodiversidad (Forman & Alexander, 1998), superando incluso actividades como la cacería. Algunos países presentan cifras alarmantes como un millón de animales vertebrados atropellados cada día en Estados Unidos (Davenport & Davenport, 2006). Si bien, Colombia no cuenta con una cifra en todo su territorio, en el año 2019 se realizó un estudio en el Oriente Antioqueño en el marco de un proyecto de investigación en el ITM. Este estudio determinó que anualmente mueren cerca de 275.284 vertebrados en tan solo 142 km (Jaramillo-Fayad et al., 2019). Cabe resaltar que en otras zonas más biodiversas del país la magnitud de la problemática podría ser mayor, lo cual es un reflejo de la necesidad de dar continuidad al estudio de este impacto para un correcto diagnóstico que permita plantear medidas adecuadas para su prevención y mitigación.

La colisión de fauna con vehículos representa una amenaza sobre la persistencia de las poblaciones dado el gran número de individuos muertos involucrados (Grilo et al., 2021). El impacto sobre la estabilidad de las poblaciones se considera aún más crítico que el aislamiento por el efecto barrera generado por las vías (Forman & Alexander 1998; Jackson & Fahrig 2011, Teixeira et al., 2017). No obstante, el aislamiento también trae consigo una serie de repercusiones, siendo una de ellas, la afectación sobre la diversidad genética. En Estados Unidos – California, se registró que durante 40 años de operación de una vía se redujo hasta en un 15% la diversidad genética del *Ovis canadensis* por la interrupción del flujo genético entre especies (Epps & Mccullough, 2005). Estas dinámicas sobre las poblaciones, ejercen una presión sobre la abundancia, las tasas de reproducción e intercambio genético de las especies (Dean et al., 2019) lo cual se traduce en un motor de cambio sobre la diversidad de fauna de uno de los países más biodiversos del mundo (Humboldt, 2014) más aún, cuando existen muchas poblaciones que cumplen funciones

ecológicas exclusivas en el entorno para la estabilidad y funcionamiento de los ecosistemas.

Adicionalmente, la permanencia de un animal en una vía es un factor de riesgo para la seguridad vial. En Estados Unidos se estimaron que 26.647 conductores durante los años 2001 y 2002 fueron heridos en colisiones con animales, principalmente con ciervos. (Bissonette et al., 2008) conllevando a gastos asociados a seguros médicos y reparaciones de los vehículos. En el mismo país, se estima que anualmente producto del atropellamiento de fauna se generan costos económicos que superan los 8 mil millones de dólares (Abra et al. , 2019; Ascensão et al., 2021) siendo un impacto que trasciende al ámbito social al tener una gran incidencia sobre el bienestar humano.

Asimismo, la muerte de fauna silvestre por colisiones vehiculares limita la posibilidad a las comunidades y de la economía para beneficiarse de los servicios ecosistémicos que dependen de las funciones ecológicas que desempeñan los animales, como la polinización, la dispersión de semillas, y el control de plagas y poblaciones (van der Ree et al., 2015) generando también un impacto directo sobre la estabilidad del medio ambiente.

A nivel global, la extensión de carreteras continúa aumentando. Para el año 2020 existían al menos 36 millones de kilómetros (Grilo et al., 2021) y se proyecta que para el año 2050 esta cifra aumente en hasta 25 millones de kilómetros adicionales (Meijer et al., 2018) , por ende, los efectos mencionados anteriormente seguirán siendo una preocupación creciente para la sociedad, especialmente, cuando el avance en las regulaciones a este impacto es lento. Hasta ahora, Colombia no cuenta con normatividad que regule el atropellamiento de fauna silvestre. Como resultado, las medidas adoptadas siguen siendo un esfuerzo poco visibilizado en algunas regiones del país. No obstante, se resaltan que cada vez entran en vigor documentos técnicos para los proyectos que infraestructura vial y proyectos de ley que integren este impacto desde el ámbito de la planeación. Se plantea la pregunta de investigación: ¿Cuáles son las estrategias de prevención y mitigación que podrían ser desarrolladas, y que consideraciones deben tenerse en cuenta en el análisis geoespacial de zonas de acumulación de atropellamiento de fauna silvestre en la Concesión Túnel Aburrá Oriente como fundamento para formularlas?

1.2 Justificación

El atropellamiento de fauna silvestre es un impacto de las infraestructuras lineales estudiado en la Ecología de las Carreteras, una ciencia joven que registra sus primeras publicaciones científicas desde la década de 1950 para Estados Unidos y Europa (González-Vélez, 2021); sin embargo, en Colombia las investigaciones alrededor del tema tienen un mayor impacto desde la década de los 2000, encontrándose algunos referentes como (Arroyave et al., 2006; Delgado-V., 2007). De esta manera, se resalta la importancia de dar continuidad a trabajos académicos que sigan contribuyendo a la generación de conocimiento de una problemática tan compleja y poco abordada en el país.

La metodología empleada en el estudio busca abordar el impacto desde diferentes puntos de vista, uno de ellos, es en relación con el diseño geométrico y las obras de arte de las vías, un tema que tiene limitada bibliografía asociada. La inclusión de variables técnicas en la investigación permite generar conocimiento sobre una relación que es poco explorada en el país, reconociendo su potencial para aumentar la resistencia sobre el cruce de la fauna, afectando indirectamente la seguridad de los conductores, ya que muchos animales pueden quedar atrapados entre estas estructuras (Clevenger & Kociolek, 2013). Los resultados brindarán instrumentos de base útiles para la planeación de las vías permitiendo generar una serie de recomendaciones para que las carreteras sean más permeables para la fauna sin comprometer la seguridad vial.

Mediante la presente investigación se aporta a resolver una problemática de índole ambiental, social y económica. En términos ambientales, la colisión de animales con vehículos representa un riesgo sobre el tamaño y la viabilidad de las poblaciones de una determinada especie, reconociendo que algunas de ellas son más vulnerables al atropellamiento que otras, llegando a presentarse casos de extinciones locales (Grilo et al., 2021). Cada especie desempeña una función ecológica dentro de su medio, influyendo en la estructura de flujos de energía, cadenas alimentarias y ciclo de nutrientes, que son importantes dentro de la productividad del ecosistema (Johnson & O'Neil, 2018)

condicionando la disponibilidad y calidad de servicios ecosistémicos para beneficio económico - social.

De este modo, el atropellamiento de fauna silvestre no es una problemática aislada que concierne solo al medio ambiente, pues una colisión con un animal de gran tamaño supone un riesgo para el bienestar, llegando a ocasionar lesiones o incluso, la muerte. (Bissonette et al., 2008). La accidentalidad con la fauna también puede tener implicaciones económicas, producto de costos asociados a reparaciones, gastos médicos y daños a propiedad. De igual manera, la pérdida de fauna silvestre repercute en la prestación de bienes y servicios ecosistémicos importantes para el desarrollo; sin embargo, cuantificar la valoración económica de los mismos, resulta una tarea compleja, de la cual no hay muchos antecedentes de investigación en el país, es por ello que, la presente investigación otorga elementos de base que ayudan a su cuantificación y entendimiento.

Actualmente, el país tiene vigente el Plan Maestro de Transporte Intermodal - PMTI, el cual busca interconectar ciudades y potenciar la productividad por medio de un fortalecimiento de las vías, formando una red de integración de casi 7000 km nuevos al año 2035 (ANI, 2015). En la actualización del PMTI 2021-2051, se identificó que el plan del año 2015 tuvo resultados positivos al incrementar 2,459 km a un estado donde las carreteras cumplen las especificaciones operacionales, es decir, el estado de las carreteras mejoró en un 120% entre 2015 y 2021, dichos kilómetros están representados en 40 tramos distribuidos principalmente en los departamentos de Antioquia, Cundinamarca y Bolívar (DNP, 2023). Dicha información resalta la pertinencia y necesidad de dar manejo a la problemática de atropellamiento de fauna no sólo a las vías existentes sino también a las proyectadas, promoviendo un crecimiento con responsabilidad ambiental, no obstante, se reconoce que es un reto incluir dentro de los planes un impacto tan complejo. Por lo tanto, el presente estudio permite aportar criterios de base para la búsqueda de estudios integrales que fortalezcan una correcta implementación de medidas acorde al problema.

Adicionalmente, este estudio contribuye positivamente al cumplimiento del Plan de Desarrollo de Antioquia 2024-2027, puntualmente en la línea estratégica 4, denominada Sostenibilidad desde lo territorial, con el Programa 4.1.4 - Conservación de la Biodiversidad

y sus servicios ecosistémicos donde uno de sus indicadores tiene como referencia la fauna silvestre asociada a las áreas de conservación, la cual cumple un papel fundamental en el mantenimiento de ecosistemas y la prestación de sus servicios (Gobernación de Antioquia, 2024). Con la reducción de la pérdida de individuos por atropellamiento se favorece la conservación de la biodiversidad.

En el departamento de Antioquia, donde cada vez se visualizan más avances en proyectos carreteros, se ubica la zona de estudio: La Concesión Túnel Aburrá Oriente, ahora denominada Concesión, conecta el Valle de Aburrá y el Valle de San Nicolás por medio de una red vial de 64 km entre 4 vías principales: Conexión Túnel Oriente, Variante las Palmas, Doble Calzada y vía Santa Elena, por ende, es una integración de vías de comunicación de gran importancia dadas las dinámicas industriales, turísticas, residenciales y de movilidad en ambas zonas conectadas. Adicionalmente, la Concesión atraviesa el área protegida de Rio Nare y se encuentra cercana de Montevivo, dos zonas ambientales importantes para el soporte de la biodiversidad (Gobierno de Colombia, 2023) aún más, en un paisaje con un alto grado de intervención y fragmentación avanzada (Gómez et al., 2005) Dichas características también la hacen un objeto de estudio pertinente a evaluar, dado que esta investigación permitirá identificar aspectos para su desfragmentación. Cabe resaltar que, esta investigación es un primer acercamiento al entendimiento de esta problemática, buscando fortalecer la gestión ambiental que realiza la Concesión.

La integración de dos temas diferentes: fauna silvestre y carreteras, más no distantes entre sí, es un reflejo de la aplicación de los Objetivos de Desarrollo Sostenible, particularmente el 9: Industria, Innovación e Infraestructura y el 15: vida de ecosistemas terrestres. Dónde destacan las metas 9.4 - “De aquí a 2030, modernizar la infraestructura y reconvertir las industrias para que sean sostenibles, utilizando los recursos con mayor eficacia y promoviendo la adopción de tecnologías y procesos industriales limpios y ambientalmente racionales, y logrando que todos los países tomen medidas de acuerdo con sus capacidades respectivas” y 15.4 - “Para 2030, velar por la conservación de los ecosistemas montañosos, incluida su diversidad biológica, a fin de mejorar su capacidad de proporcionar beneficios esenciales para el desarrollo sostenible”, respectivamente, buscando que el desarrollo de infraestructuras sea ambientalmente razonable y que la

biodiversidad y ecosistemas hagan parte de los planes de desarrollo sin que estos se conviertan en una amenaza (United Nations, 2015). A pesar de que en el país aún no exista normativa que regule el estudio de este impacto y las respectivas medidas de prevención y mitigación, actualmente se cuenta con documentos de referencia emitidos por el gobierno nacional (Corazón de la Amazonía, 2023; Jaramillo-Fayad et al., 2021; Castro & Pava, 2022) que brindan herramientas a los administradores viales para abordar el atropellamiento de fauna y otros efectos asociados a las carreteras. Los resultados de esta investigación pueden fortalecer proyectos de ley, con el fin de darle continuidad al cambio de los procesos de crecimiento hacia un desarrollo sostenible en el marco de las políticas públicas.

1.3 Hipótesis

El análisis geoespacial de las zonas de acumulación de atropellamiento de fauna silvestre en La Concesión Túnel Aburrá Oriente permitirá formular estrategias efectivas de prevención y mitigación al impacto al considerar factores ambientales y de la infraestructura.

1.4 Predicciones

- La identificación de las zonas de acumulación de atropellamiento determinará los lugares prioritarios para caracterizar variables ambientales y técnicas de la vía (Teixeira et al., 2017).
- Las variables ambientales y técnicas de la carretera alrededor de los puntos críticos de atropellamiento contribuirán a cuantificar el impacto (Clevenger et al., 2003).
- El diseño geométrico y las obras de arte vial incidirán en la permeabilidad de la vía, modificando los desplazamientos de la fauna y afectando su detección en la carretera (Clevenger & Kociolek, 2013).
- Las propuestas de prevención y mitigación al atropellamiento de fauna silvestre contemplarán elementos que favorezcan su funcionalidad según el contexto de la zona (Hardy et al., 2003).
- Se demostrará que los procesos de prevención y mitigación al atropellamiento de fauna silvestre obedecen a un estudio integral que contemple aspectos ambientales y técnicos de la vía (van der Grift et al., 2015).

1.5 Objetivos

1.5.1 Objetivo General

Analizar geoespacialmente las zonas de acumulaciones significativas de atropellamiento de fauna silvestre en la Concesión Túnel Aburrá Oriente para la formulación de estrategias de prevención y mitigación al impacto.

1.5.2 Objetivos Específicos

- Identificar mediante diversas metodologías las zonas de acumulación de atropellamiento de fauna silvestre para centrar recursos en tramos prioritarios de la Concesión Túnel Aburrá Oriente.
- Determinar la relación existente entre variables ambientales y técnicas de la vía con respecto a los lugares de mayor concentración de atropellamiento de fauna silvestre para orientar medidas de manejo.
- Proponer estrategias de prevención y mitigación al atropellamiento de fauna silvestre en la vía Concesión Túnel Aburrá Oriente teniendo en cuenta condiciones ambientales y de la infraestructura.

2. Estado del arte

El avance en el estudio de la problemática de atropellamiento de fauna silvestre, surgió inicialmente, debido a las preocupaciones de seguridad vial derivadas de las colisiones, llevando consigo una de las primeras estrategias de prevención: Señalizaciones, para advertir a los conductores sobre la presencia de animales en la vía (González-Vélez, 2021). Desde entonces, el atropellamiento de fauna silvestre ha buscado ser comprendido desde diferentes perspectivas, para el planteamiento de las respectivas medidas de manejo.

En la literatura, diversos estudios que evalúan los factores que se relacionan con los atropellos de fauna, identifican que inicialmente es necesario comprender la distribución espacial de las concentraciones de atropellamiento de animales. Para ello, el software SIRIEMA, ha sido ampliamente utilizado en varios países (Danby et al., 2016; Filius et al., 2020; Corrêa, 2021; Anđelković & Bogdanović, 2022). Dando como resultado, un insumo base útil para la continuidad de estudios que permitan mejorar el entendimiento del impacto en zonas prioritarias. Teniendo como referencia los puntos críticos de atropellamiento a lo largo de una carretera, es importante seguir ampliando el diagnóstico de dichas zonas para comprender que factores hacen que se presente una concentración marcada del impacto.

En el Oeste de Alberta – Canadá, se realizó un análisis de factores que explican la ocurrencia de los atropellos de pequeños vertebrados mediante regresión logística. Los resultados mostraron que la topografía de la carretera fue la variable que más se relacionó con las tasas de atropellos del cuervo *Corvus corax*, la especie tenía menor probabilidad de colisionar en tramos elevados que en zonas a nivel de la vía. Asimismo, el tipo de hábitat influyó, siendo menos probable el atropellamiento para aquellas áreas boscosas y mixtas abiertas. (Clevenger et al., 2003). América cuenta con un avance considerable alrededor del estudio de este impacto con variables correlacionadas.

En América del sur, en un tramo vial del estado de Mato Grosso do Sul - Brasil, se evaluó la influencia del paisaje sobre las zonas de acumulación de atropellamiento, brindando información útil para identificación de sitios prioritarios. Los tramos que estaban asociados

a bosques ribereños y más distantes a las áreas urbanas, presentaron mayores probabilidades de atropellamiento de fauna silvestre, según el análisis realizado por medio de Modelos Lineales Generalizados (Martins et al., 2023).

Además, se reconoce que la composición del paisaje es determinante sobre la distribución de muchas especies, donde algunas de ellas pueden presentar comportamientos de evitación por diferentes condiciones cercanas a la vía como el ruido y la luz. En Reino Unido, se elaboró un modelo de distribución con la herramienta MaxEnt y se determinó que la densidad de carreteras y urbanización estuvo estrechamente relacionada con el riesgo de atropellamiento para los erizos, del mismo modo dichos eventos estaban en función de la distribución de la especie. (Kent et al., 2021).

Es así como, relacionar el desplazamiento de las especies en el área de influencia de la carretera permite conocer en qué tramos se interrumpen los caminos naturales de las especies, reflejándose en el atropellamiento de fauna silvestre. Dentro de las variables ambientales correlacionadas, los modelos de conectividad ecológica han mostrado diversos resultados que explican el impacto. En una red de autopistas al norte de Francia, se concluyó que los atropellos tienden a coincidir en las zonas más conectadas con hábitats grandes y densidad forestal. Como medida de reducción del riesgo de atropellamiento, se recomienda que las medidas deben ubicarse lo más cerca posible a estas coberturas (Godet et al., 2023).

A partir de lo anterior, se ha buscado fortalecer los estudios con la inclusión de factores adicionales relacionados con la problemática, de esta manera, la incorporación de variables técnicas de la vía ha cobrado especial interés en varios países, con diversos resultados derivados. La presencia de la vía ejerce un efecto barrera sobre el cruce de las especies (Godet et al., 2023) y muchas carreteras poseen estructuras de seguridad vial que confieren una resistencia adicional al paso, limitando así las posibilidades de movimiento. Por ende, tener como referencia las condiciones físicas de la vía permite complementar los análisis sobre distribución de especies.

Dicho esto, evaluando la conectividad de una autopista en Ontario – California, se determinó que la presencia de una barrera mediana continua, tenía el potencial de

aumentar los atropellos para los mamíferos, asimismo, se reconoce que estas estructuras tienen una influencia diferente dependiendo de la especie, condicionando su riesgo al atropellamiento (Clevenger & Kociolek, 2013). Lo mencionado anteriormente, se ha evidenciado en animales de gran tamaño que no presentaron problemas para saltar las barreras ante un escenario de fuga, sin embargo, bajo condiciones normales tendían a evadir el cruce de la carretera (Olsson, 2009).

La recopilación de investigaciones sugiere que la inclusión de características del hábitat y de la carretera en los análisis de atropellamiento de fauna silvestre, tienen un patrón consistente al intentar explicar su incidencia, es decir, se evidencia que dichos temas permiten ampliar el conocimiento sobre el impacto con más detalle y profundidad. En Colombia, los estudios acerca del atropellamiento de fauna se desarrollan más lentamente, sin embargo, actualmente el país cuenta con algunos avances adoptados como la *Guía para entender y diagnosticar el impacto de atropellamiento de fauna silvestre en Colombia* (Jaramillo-Fayad et al., 2021) en la cual se destaca la importancia de hacer un levantamiento de información tanto de características de la vía como del paisaje alrededor de cada evento de atropellamiento, para mejorar su análisis y comprensión, entre las variables se resaltan: paisaje y/o vegetación adyacente, pendiente, tipo de curvatura, velocidad, entre otras. Reflejando así, la importancia de ampliar los factores considerados alrededor de los eventos de atropellamiento.

Adicionalmente, en el mismo documento se resalta que con los datos de atropellamiento uno de los análisis más importantes para orientar los recursos es identificar las zonas de acumulación de atropellamiento, permitiendo derivar otros análisis como la caracterización de variables alrededor de dichos puntos críticos para explicar su incidencia. A partir de ello, se destacan estudios que han utilizado este énfasis (Perez-Guerra et al., 2024; Holguín Contreras, 2019; Meza-Joya et al., 2019; Astwood-R et al., 2018). Con este tipo de acercamientos es posible demostrar la relación del paisaje con la dinámica de los atropellamientos, donde en diferentes regiones del país cada vez se avanza más en evaluar dicha incidencia.

Un estudio realizado en el departamento de Casanare, mostró que las zonas de concentración de los atropellos estuvieron significativamente asociadas a la presencia de

humedales, en tramos curvos y en zonas con poca presencia de infraestructura humana, (Rojano Bolaño et al., 2021) demostrando así, la influencia del paisaje para la priorización de zonas. De igual manera, en la ciudad de Medellín, una investigación enfocada en el entendimiento del impacto en un contexto urbano relacionó los atropellos con respecto a las altas velocidades, ancho de la calzada y distancia a zonas verdes, encontrando un efecto significativo sobre las concentraciones de atropellamiento. Es posible evidenciar que cada vez se tienen en cuenta más factores alrededor de cada evento (Bedoya-V. et al., 2018).

De esta manera, se evidencia que no solo la inclusión de factores ambientales, sino también características técnicas de la vía muestran un patrón consistente al intentar explicar porque se acumulan los atropellos de animales en ciertos tramos de la vía. Si bien, la relación con variables técnicas es reciente en el país, y se documentan pocos estudios como (Lozano & Patiño-Siro, 2020) que relaciona el impacto de una manera directa con la forma de la vía, es decir, con curvas y tramos rectos. Sin embargo, es necesario vincular más factores asociados al diseño geométrico y las obras de arte de las carreteras, como distancias de visibilidad, radios de curvas, pendientes, barreras jersey, defensas metálicas entre otros, temas de los cuales se encuentra limitada bibliografía asociada en el país.

2.1 Marco Teórico

A continuación, se presentan algunos conceptos que permiten una mayor comprensión de los temas relacionados en la presente investigación con respecto a la problemática de atropellamiento de fauna silvestre.

2.1.1 Ecología de carreteras

La ecología de las carreteras, como término acuñado por el ecólogo Richard TT Forman en 1998 (Forman & Alexander, 1998) se define como una rama derivada de la ecología, encargada de estudiar los impactos de las infraestructuras lineales sobre el medio ambiente **Figura 2**. Esta disciplina integra conocimientos desde la ecología, geografía, ingeniería y planificación (Coffin, 2007). Se reconoce que las carreteras tienen el potencial de inducir cambios negativos sobre el medio, generando una transformación sobre

procesos ecológicos que afectan la estructura de los ecosistemas (Karlson et al., 2014). Los principales impactos estudiados en este campo son: Atropellamiento de fauna silvestre, contaminación de agua y suelo, perturbaciones de sonido y luz, pérdida de hábitat y efecto barrera (Arroyave et al., 2006; Coffin, 2007; Grilo et al., 2015).



Figura 2. Impactos de las infraestructuras viales sobre el medio ambiente. Fuente: Elaboración propia

2.1.2 Atropellamiento de fauna silvestre

El atropellamiento de fauna silvestre es uno de los impactos más directos de las carreteras, llegando a afectar significativamente la vida silvestre. Muchos de los animales que intentan cruzar los caminos se ven involucrados en las colisiones, resultado en casos de lesiones o muerte (Coffin, 2007). La mortalidad de animales por colisión tiene el potencial de reducir las poblaciones, poniendo en riesgo su viabilidad o incluso, presentándose casos de extinciones locales. (Grilo et al., 2021). Es así como la pérdida de animales por atropellamiento produce cambios, principalmente negativos sobre la riqueza de especies, afectando la biodiversidad de uno de los lugares con mayor diversidad biológica del mundo como lo es Colombia. (Pinto et al., 2020)

2.1.3 Zonas de acumulación de atropellamiento

La identificación de las zonas donde se concentra el atropellamiento de fauna silvestre es importante para la priorización de lugares que permitan centrar los recursos y esfuerzos. Las zonas de acumulación se definen como aquellos segmentos de la carretera donde se presenta mayor mortalidad de animales con respecto a otros segmentos (Teixeira et al., 2017). Una técnica comúnmente utilizada para determinar los puntos críticos de atropellos se basa en las diferencias estadísticamente significativas con respecto a la distribución de los eventos, donde algunos de ellos tienen a estar dispersos, agregados o mediados por el azar (Coelho et al., 2017). Dadas las preferencias de hábitat de los animales, se esperaría que la composición del paisaje sea un determinante sobre la ubicación y las tasas de atropellamiento (Clevenger et al., 2003), es decir, un condicionante sobre las zonas de acumulación de atropellamiento de fauna.

2.1.4 Variables ambientales

2.1.4.1 Paisaje

El paisaje se entiende como el territorio a diferentes escalas y temporalidades. La interacción continua entre las sociedades y su entorno genera una heterogeneidad en el mismo, es decir, una diversidad de elementos paisajísticos que cambian constantemente y dan lugar a diferentes características territoriales. En el paisaje se relacionan los factores del suelo, fauna, agua, vegetación y actividades antrópicas, los cuales influyen en su estructura y, por consiguiente, en su funcionamiento ecológico. (Vicente & Valencia, 2008). Ante tal dinamismo, los paisajes heterogéneos se asocian con la fragmentación de hábitats, impactando de manera directa la permeabilidad y conectividad del entorno (Vicente & Valencia, 2008).

2.1.4.2 Conectividad ecológica

Se define como la capacidad del paisaje para facilitar el desplazamiento de las especies entre las zonas de hábitat o parches de bosque. La conectividad ecológica favorece los procesos

ecológicos que desempeñan las especies, permitiendo así, una correcta distribución de la fauna por el territorio para el desarrollo de actividades como la alimentación y reproducción. (Taylor et al., 1993)

2.1.5 Variables técnicas

2.1.5.1 Diseño Geométrico de una carretera

El diseño de las vías debe cumplir una serie de parámetros o criterios que garanticen el tránsito seguro y eficiente de todos sus usuarios. Este diseño considera aspectos como la alineación horizontal y vertical, secciones de cruce, intersecciones, tipología de vehículos, velocidades, entre otros, (INVIAS, 2008) lo que resulta en las especificaciones necesarias para llevar a cabo la construcción de una carretera.

2.1.5.2 Obras de arte vial

Se entienden como estructuras externas que hacen parte de la carretera. Se clasifican en tres tipos dependiendo de su función: Obras de drenaje, que permiten la circulación segura del agua, siendo comunes las alcantarillas, box culvert y cunetas (INVIAS, 2009); obras de protección, que brindan soporte a taludes, donde se encuentran los muros, gaviones y estribos; y obras de seguridad vial, que se utilizan para contener o redireccionar la trayectoria de un vehículo, entre ellas se encuentran las defensas metálicas, new jersey, sardineles (ANSV, 2020) tal como se presenta en la **Figura 3**.

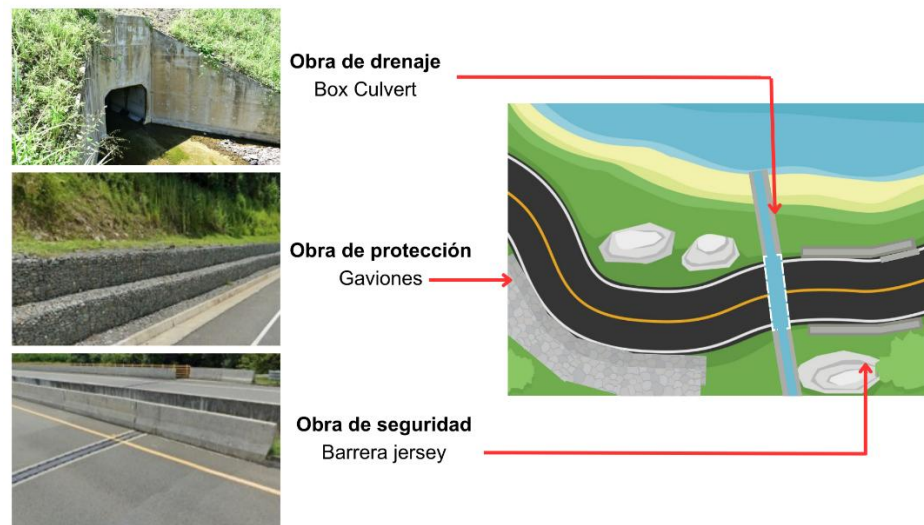


Figura 3. Obras de arte vial. Fuente: Elaboración propia.

3. Capítulo 1

El reporte de eventos de atropellamiento favorece la planificación de proyectos viales en términos de sostenibilidad. La identificación tramos donde se superpone el hábitat de la fauna y una carretera, resulta comúnmente en casos de atropellamiento, los cuales tienen el potencial de afectar el bienestar humano y económico (Bissonette et al., 2008). En este contexto, reconocer las zonas más críticas permite orientar acciones de prevención y mitigación que reduzcan este impacto.

Para presentar estrategias efectivas contra el atropellamiento de fauna silvestre, es indispensable partir de un correcto diagnóstico de este, para garantizar la funcionalidad de lo propuesto. En este sentido, los censos sistemáticos de atropellamiento se consolidan como una metodología adecuada para comenzar a comprender este impacto.

Con base en la información recolectada, se desarrollan diversos análisis que permiten ampliar la comprensión del impacto desde diferentes perspectivas, contribuyendo así al cumplimiento del primer objetivo de esta investigación: *“Identificar, mediante diversas metodologías, las zonas de acumulación de atropellamiento de fauna silvestre, con el fin de centrar recursos en tramos prioritarios de la Concesión Túnel Aburrá Oriente”*.

Este objetivo se abordó a través de cuatro componentes. En primer lugar, se realizaron censos de atropellamiento durante un periodo de 6 meses con el fin de capturar la variabilidad en las temporadas climáticas, para evaluar probables diferencias entre los animales atropellados. En segundo lugar, se realizaron análisis descriptivos sobre la diversidad de especies afectadas, abordando los aspectos: riqueza, abundancia y diversidad funcional. Posteriormente, considerando que la identificación de hotspot es la base para otros análisis y decisiones, se compararon distintos métodos con el fin de seleccionar el más apropiado para los datos disponibles. Finalmente, se estimó una tasa de mortalidad de fauna en toda la red vial, estableciendo así una línea base de conocimiento para futuras comparaciones.

Es así como, la información generada en este capítulo constituye un insumo para el desarrollo y sustento técnico de los análisis presentados en los capítulos siguientes.

3.1 Zona de estudio

La red vial analizada corresponde al proyecto Conexión Vial Aburrá–Oriente, actualmente administrado por la sociedad Concesión Túnel Aburrá–Oriente S.A., bajo el Contrato de Concesión No. 97-CO-20-1811, suscrito con la Gobernación de Antioquia el 20 de diciembre de 1997. El proyecto incluye una combinación de infraestructura, como el Túnel de Oriente (Santa Elena), viaductos, vías en doble calzada, y accesos complementarios, por lo cual no puede clasificarse únicamente como una red de vías secundarias, sino que también hace parte de los programas de Cuarta Generación (4G). En 2024, la concesión fue ampliada mediante una prórroga que extiende el contrato hasta el 31 de agosto de 2054. Adicionalmente, desde el año 2019, la compañía Odinsa S.A., filial del Grupo Argos, adquirió el 53% de participación accionaria, convirtiéndose en el principal accionista del proyecto.

La concesión se localiza en el departamento de Antioquia, Colombia, y conecta el Valle de Aburrá con el Valle de San Nicolás a través de una red vial de aproximadamente 64 km. Esta red está conformada por los corredores: Doble calzada Las Palmas, Variante Las Palmas, Santa Elena, Túnel de Oriente, y Doble calzada Sajonia. No obstante, de la vía Túnel de Oriente, únicamente se consideró el sector 2 (Seminario - Portal occidental), el cual presenta un diseño predominante en estructura de viaducto. En total, el análisis abarca 51,198 km aproximadamente exceptuando la longitud del Túnel Oriente, distribuidos según se detalla en la **Tabla 1**.

Las vías que conforman esta Concesión desempeñan un papel estratégico en la conectividad del departamento de Antioquia, al articular la ciudad de Medellín con el aeropuerto internacional José María Córdova, ubicado en el municipio de Rionegro. De acuerdo con datos reportados en la página oficial de la Concesión, esta infraestructura ha permitido reducir los tiempos de desplazamiento en hasta un 60 %, y entre los años 2019 y 2024 circularon más de 42 millones de vehículos, una cifra proyectada para el año 2032, lo que evidencia una alta demanda y refuerza la importancia de esta vía como corredor estratégico.

Las vías atraviesan límites administrativos de los municipios de Medellín, Envigado y Rionegro, distribuyéndose entre zonas rurales y periurbanas. El área de estudio cuenta con presencia de bosques nativos, cercanos a áreas naturales protegidas (Gómez et al.,

2005), tal como se evidencia en la **Figura 4**. Sin embargo, el crecimiento urbano ha generado un alto grado de fragmentación del hábitat, donde los remanentes de bosque pueden tener mucha más sensibilidad a perturbaciones (Calderón-Caro & Benavides, 2022).

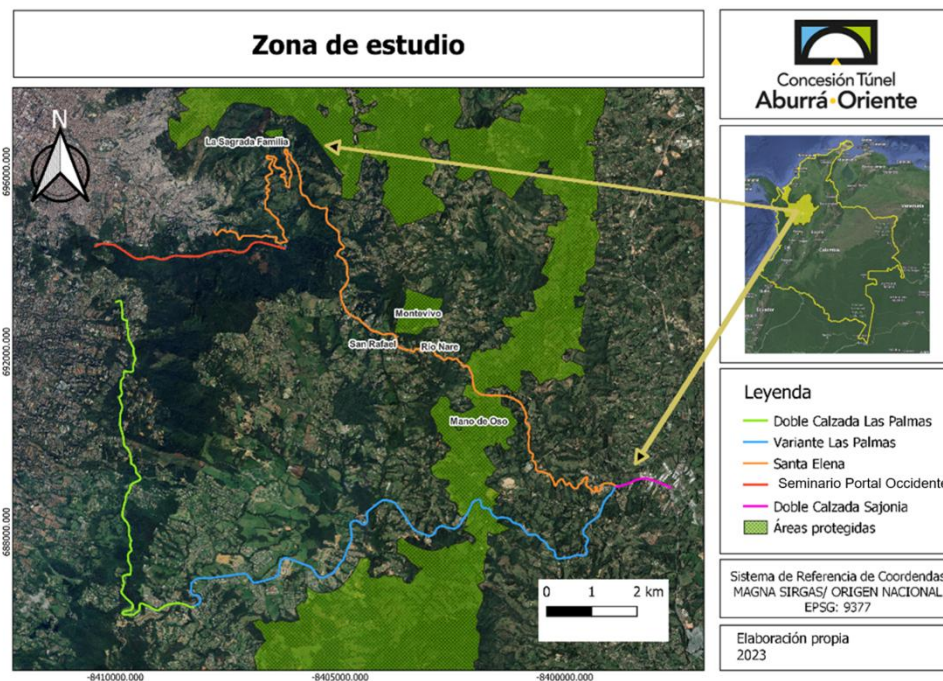


Figura 4. Zona de estudio – Concesión Túnel Aburrá Oriente. Antioquia – Colombia

Tabla 1. Número de kilómetros de la zona de estudio

Nombre de la vía	Kilómetros
Doble calzada Las Palmas	10.057
Variante las Palmas	14.597
Santa Elena	20.842
Seminario Portal Occidente	4.426
Doble calzada Sajonia	1.276
Total	51.198

3.2 Marco metodológico

3.2.1 Censos de atropellamiento de fauna silvestre

Se definen los censos sistemáticos como recorridos planificados en busca de cadáveres de animales atropellados, siguiendo una serie de parámetros que garantizan la estandarización de los datos recolectados. En este caso, la metodología fue formulada con base en las recomendaciones de Jaramillo-Fayad et al.,(2021) para el contexto Colombiano y de Bager (2018) como referente internacional. De esta manera, se integran criterios técnicos alineados tanto con estándares nacionales como con experiencias internacionales, buscando generar investigación competitiva con avances realizados en otros países. Los parámetros considerados se resumen en la **Tabla 2**.

Tabla 2. Parámetros de censos sistemáticos de atropellamiento de fauna silvestre para la red vial

Parámetro	
Modo de monitoreo	Vehículo – Camioneta
Velocidad	30-40km/h
Número de observadores	1
Tiempo de muestreo	6 meses
Inicio de censos	29 de enero del 2024
Finalización de censos	01 de agosto del 2024
Esfuerzo de muestreo	2 días/semana (lunes y jueves)
Cantidad de muestreos	43
Hora de inicio	6:30-7:00am

Durante un periodo de seis meses correspondiente al calendario 2024-1, se muestrearon las cinco vías de la Concesión, presentadas en la **Figura 4**. Cada recorrido se realizó en vehículo automotor a una velocidad entre 30-40km/h, con el objetivo de aumentar el tiempo de inspección visual de la calzada, bermas y cunetas. Los censos comenzaron entre las 6:30-7:00am para reducir la pérdida de cadáveres por acción de animales carroñeros o labores de limpieza por parte del personal de oficios varios de la Concesión. El esfuerzo

de muestreo se realizó dos veces por semana (lunes y jueves), con el fin de incrementar la posibilidad de encontrar más cadáveres entre cada muestreo y minimizar pérdidas por remoción de cadáveres, según Jaramillo-Fayad et al., (2021) y Bager (2018).

En cada censo, se utilizaron medidas de seguridad, tal como se muestra en la **Figura 5**. Para la manipulación de cadáveres se utilizaron guantes y tapabocas, como precaución frente a posibles riesgos biológicos. En cuanto a los equipos de campo utilizados para reportar y recopilar información de cada animal encontrado, se utilizó la aplicación RECOFSA (Red Colombiana de Seguimiento de Fauna Atropellada) accediendo con las credenciales de la Concesión; y como medida de respaldo se empleó la aplicación SW Maps. Para cada registro fotográfico, se utilizó una regla plegable como unidad de medida, y se tomaron las fotos con un dispositivo móvil; en algunos casos se usó una cámara fotográfica Nikon D5600.



Figura 5. Elementos de seguridad utilizados en los censos sistemáticos de atropellamiento. Fuente: Elaboración propia

El procedimiento realizado con cada cadáver se presenta en la **Figura 6**. Inicialmente, al avistar el animal, se detuvo el vehículo de manera segura y se ubicaron entre 2 y 3 conos de seguridad para permitir un adelantamiento seguro de vehículos. Posteriormente, se

reportó el evento a través de la aplicación RECOFSA (RECOFSA, s. f.) y se tomaron diferentes fotografías para la posterior identificación del animal. Finalmente, el cadáver fue retirado de la calzada para interrumpir cadenas de atropellamiento y recuentos en próximos muestreos.

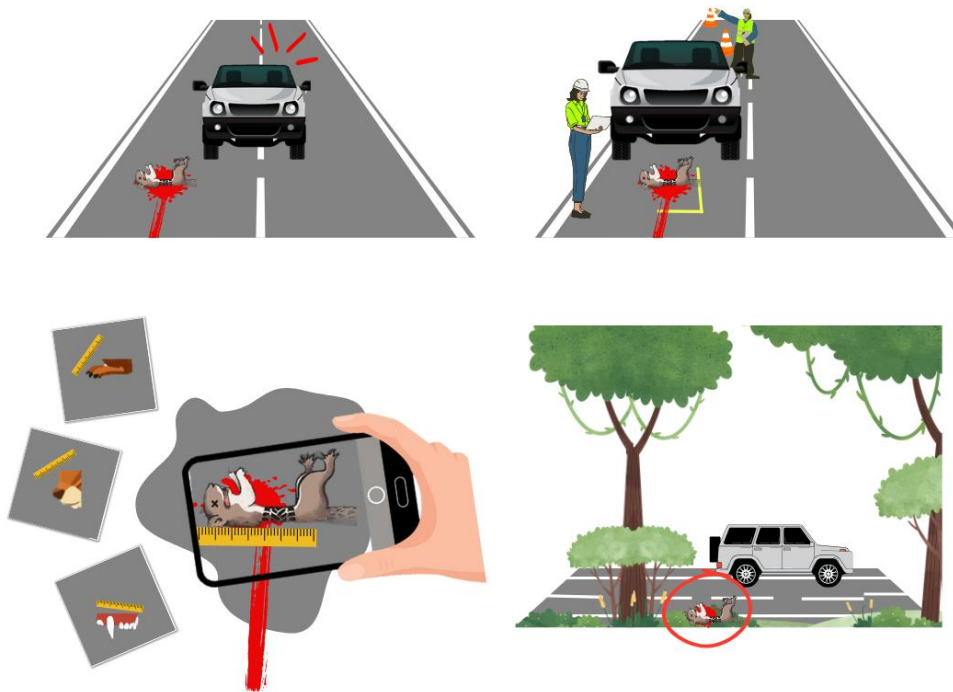


Figura 6. Procedimiento frente a cadáveres de animales silvestres atropellados. Fuente: Elaboración propia

Además, durante el reporte del animal atropellado se recopiló información adicional relacionada con las características ambientales y condiciones técnicas de la vía, mediante los campos de información dispuestos en la aplicación RECOFSA, ilustrados en la **Figura 7**. Se resalta información indispensable (aparte del registro fotográfico): Coordenadas geográficas, fecha, clase animal y en los casos que sea posible, especie.

The image shows a mobile application interface for reporting an animal accident. At the top, there are icons for 'Animal', 'Lugar', 'Video', and 'Reportar Animal atropellado'. Below these is a text input field labeled 'Escriba una descripción' with a 'Cerrar' button. The form is divided into several sections with dropdown menus and input fields:

- Clase Animal** (dropdown: Clase animal)
- Tipo Animal** (dropdown: Tipo de animal)
- Especie del animal** (input field: Especie del animal)
- Proyecto** (dropdown menu)
- Tromo / Nombre vía** (input field: Nombre vía)
- Abcisa** (input field: Abcisa)
- Distancia Estructura** (input field: Dist hasta el cruce)
- Estructura cruce** (dropdown menu)
- Tipo de paisaje** (dropdown menu)
- Velocidad Max** (dropdown menu)
- # Carriles** (dropdown menu)
- Tiempo incidente** (input field)

Figura 7. Campos de información del App RECOSFA. Fuente: Elaboración RECOSFA

Finalmente, para el proceso de identificación taxonómica de los individuos atropellados se realizó una búsqueda en las siguientes guías: para aves (Ayerbe-Quiñones, 2022; Hilty & Brown, 2001; Peña R & Quirama, 2014; McMullan, 2021; Cortés-Mora, 2024); para mamíferos (Cuartas-Calle & Marín-Cardona, 2014); y para herpetofauna (Palacio et al., 2006; Vásquez et al., 2019; Suárez & Alzate-Basto, 2014) Asimismo, se realizó una consulta a especialistas de los diferentes grupos zoológicos registrados a fin de identificar los taxones que no fue posible determinar con los documentos de referencia.

3.2.1.1 Análisis climático

De acuerdo con Jaramillo-Fayad et al. (2021), el margen de tiempo empleado para el desarrollo de los censos sistemáticos de atropellamiento limita el conocimiento del impacto a un periodo en particular, es por ello que, se busca que durante el tiempo considerado exista la posibilidad de que ocurran cambios en las especies afectadas por atropellamiento en relación con el clima, especialmente, con las temporadas climáticas (húmeda y seca). Ahora bien, el régimen de lluvia bimodal del territorio colombiano permite que durante seis

meses se presenten cambios significativos de precipitación (Jaramillo-Fayad et al., 2021). Por lo anterior, en el presente estudio, se buscó identificar la relación entre el atropellamiento de fauna silvestre y la precipitación, para conocer si existían cambios significativos entre las clases (mamíferos, aves y reptiles) afectadas por atropellamiento. Esta información permitió reconocer si había animales con mayor riesgo al impacto dependiendo de las condiciones secas o húmedas.

Ahora bien, para asignar un valor de precipitación a cada evento de atropellamiento, se descargó información del Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá – SIATA y del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM en tiempo real, donde la distribución de estaciones se presenta en la **Figura 8**.

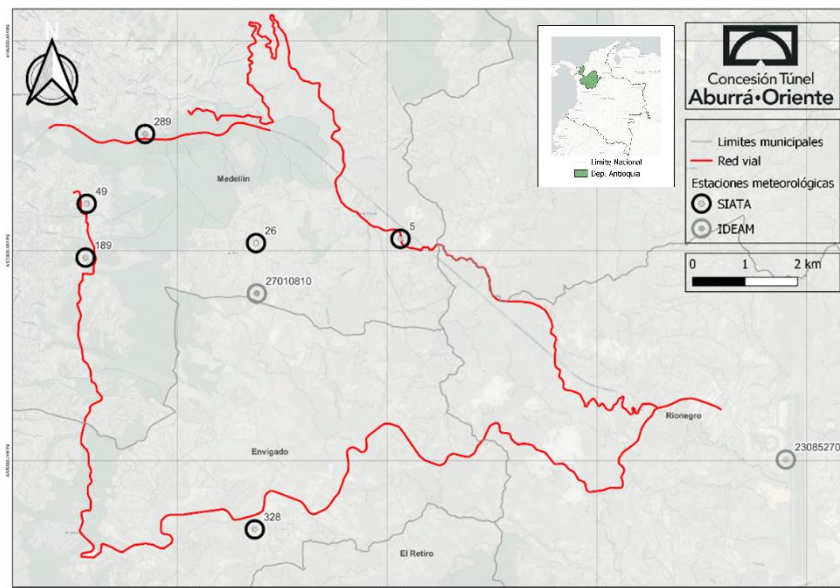


Figura 8. Distribución de estaciones meteorológicas en Concesión Túnel Aburrá Oriente.
Fuente: Elaboración propia

Se descargaron datos de precipitación de ocho estaciones meteorológicas, seis de ellas correspondientes al SIATA y dos al IDEAM, en un periodo entre el 22 de enero al 01 de agosto del 2024, la información descargada tiene una resolución temporal de 24 horas. Es importante destacar que las estaciones del SIATA cuentan con dos pluviómetros para mejorar la precisión y confiabilidad de los datos. Cada dato cuenta con un indicador de calidad que permite diferenciar los datos confiables o dudosos tanto en tiempo real como no real. Dicho indicador fue el primer parámetro para determinar el pluviómetro con la

mejorar calidad de información, utilizando los datos del pluviómetro con la mayor cantidad de datos confiables tomados en tiempo real (SIATA, 2024).

Después del primer filtro, los datos resultantes con dudosa confiabilidad se tomaron como datos erróneos y se aplicó el promedio aritmético entre los datos adyacentes. Por otro lado, los datos con error -999 fueron eliminados puesto que no superaron el 10% de la información. Finalmente, dado que la resolución temporal de los datos del SIATA es muy detallada (minutos) se determinó el acumulado de precipitación diaria. De esta manera, los valores de precipitación provenientes de las dos fuentes de información tienen la misma unidad de tiempo (día).

Es importante considerar que, el día del reporte del evento de atropellamiento no corresponde necesariamente con el día en el que el animal fue atropellado. Por lo tanto, asociar el acumulado de la precipitación del mismo día del reporte no otorga información acertada de su relación. Es así como, resulta complejo determinar de manera precisa el día de la muerte del animal, para así, relacionarlo con un dato de precipitación, por lo que, para el presente análisis se consideran los valores de precipitación entre cada censo de atropellamiento. Esto es siguiendo a Blais et al. (2024), donde los autores indican que asociar una característica ambiental, en este caso, la precipitación, en una temporalidad anterior al censo, puede representar mejor las condiciones de mortalidad.

De esta manera, para los animales encontrados en un censo de atropellamiento, se asigna el valor de precipitación correspondiente al promedio del acumulado diario entre los días transcurridos hasta el censo inmediatamente anterior. Generando así, para cada censo de atropellamiento, un mapa de precipitación (43 mapas), con el fin de extraer el valor de precipitación en la ubicación exacta donde se encontró un animal atropellado en la determinada fecha del censo. El mapa de precipitación se generó por medio del interpolador Inverse Distance Weighting – IDW en el Software ArcGIS (ESRI, 2020), este método ha sido ampliamente aplicado en casos de precipitación (Kučas & Balčiauskas, 2021; Borges et al., 2016).

Cada registro de atropellamiento obtenido durante los censos se relacionó con un valor de precipitación. No obstante, debido al bajo número de individuos por especie, el análisis de la relación entre precipitación y atropellamiento se llevó a cabo a nivel de clase taxonómica.

En el análisis se excluyó la clase anfibios, ya que únicamente se registró un individuo, lo que impide una evaluación estadísticamente robusta.

Se aplicó la prueba estadística no paramétrica de Kruskal-Wallis para identificar si existen diferencias estadísticamente significativas entre las clases animales atropelladas dependiendo de los valores de precipitación. Dado que la prueba de Kruskal-Wallis solo indica que hay diferencias significativas, pero no especifica entre qué grupos, se realiza la prueba *post hoc* de Dunn con ajuste de Bonferroni para determinar entre cuáles clases animales existen dichas diferencias.

3.2.2 Diversidad de especies afectadas por atropellamiento

Es importante cuantificar la afectación de un proyecto vial a la biodiversidad para tener un estado de conocimiento que permita centrar recursos y esfuerzos en acciones para la conservación. En este estudio se realiza una cuantificación en términos de riqueza, índices de biodiversidad y diversidad funcional, a partir de los datos obtenidos mediante los censos sistemáticos de atropellamiento.

3.2.2.1 Riqueza de especies

La riqueza de especies es una medida de la biodiversidad que hace referencia al número de especies presentes en un determinado lugar. Se evaluó el esfuerzo de muestreo seguido en los censos sistemáticos y la riqueza de las especies registradas, por medio de curvas de acumulación de especies y el estimador no paramétrico Chao1. Las curvas de acumulación evalúan la riqueza con base en un determinado conjunto de datos estandarizados y sistemáticos, y realiza cálculos de las especies esperadas por medio de estimadores, en este caso, Chao1 (Chao ,1984) .

Chao1 considera especies raras o poco detectables (*singletons o doubletons*, especies que aparecen una o dos veces en la muestra). Considerar este aspecto permite disminuir el sesgo en las estimaciones de biodiversidad ya que sugiere la presencia de especies adicionales que no fueron observadas, e ignorarlas podría conducir a una subestimación de la riqueza. La fórmula básica de Chao1 fue descrita por Chao (1984):

$$S_{est} = S_{obs} + F^2/2G$$

Donde,

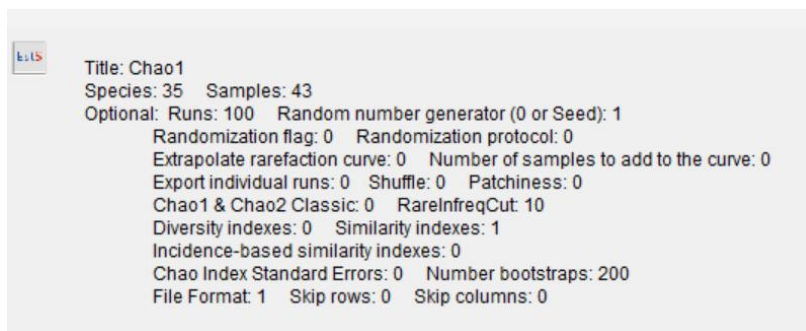
S_{est} = Número de especies

S_{obs} = Número de especies observadas en una muestra,

F = Número de singletons

G = Número de doubletons

El análisis fue realizado a través del Programa EstimateS versión 9.1.0 (Colwell & Elsensohn, 2014), utilizando los parámetros predefinidos. El tipo de datos de entrada correspondió a datos de abundancia basados en muestras, donde el número de censos fue el esfuerzo de muestreo. Para este análisis, se excluyeron los registros (13) que no fueron identificados en un nivel inferior a clase. Conformando en total un archivo de entrada con 117 individuos de 35 especies en 43 muestras, como se muestra en la **Figura 9**.



```

EstS
Title: Chao1
Species: 35  Samples: 43
Optional: Runs: 100  Random number generator (0 or Seed): 1
          Randomization flag: 0  Randomization protocol: 0
          Extrapolate rarefaction curve: 0  Number of samples to add to the curve: 0
          Export individual runs: 0  Shuffle: 0  Patchiness: 0
          Chao1 & Chao2 Classic: 0  RareInfreqCut: 10
          Diversity indexes: 0  Similarity indexes: 1
          Incidence-based similarity indexes: 0
          Chao Index Standard Errors: 0  Number bootstraps: 200
          File Format: 1  Skip rows: 0  Skip columns: 0
  
```

Figura 9. Parámetros de entrada EstimateS. Fuente: Software EstimateS

3.2.2.2 Diversidad de especies

Como mecanismo para fortalecer el entendimiento de la afectación del proyecto vial sobre la biodiversidad, se incluyen análisis complementarios. Considerar la dominancia de

especies a partir de sus abundancias, permite reconocer que tan homogéneo o heterogéneo es el conjunto de datos, dado que puede existir un número elevado de especies, es decir, una riqueza alta, pero si la mayoría de los individuos pertenecen a una misma especie, la biodiversidad real es baja (Moreno-Ortega, 2019). Por lo tanto, es de especial interés realizar una distinción entre los elementos con los cuales es posible cuantificar la biodiversidad.

Por medio de las herramientas del software PAST (Hammer et al., 2001) se calcularon tres índices de diversidad asociados con la abundancia y dominancia de especies. Los cuales se describen a continuación:

Inicialmente, el índice de Simpson (D) contempla la abundancia de las especies para evaluar cómo se encuentran distribuidas. De este modo, se considera que la comunidad presenta baja diversidad cuando el valor obtenido se aproxima a 1, lo que indica que una o pocas especies son dominantes. Por el contrario, un valor bajo del índice sugiere una alta diversidad, reflejando una distribución equitativa en la abundancia de las especies presentes (Magurran, 2004). La fórmula se define como:

$$D = \sum_{i=1}^S P_i^2$$

S= Número de especies por comunidad

P_i = Proporción de individuos de la especie i en relación con el total de individuos

Por medio de la inversa del índice de Simpson ($1/D$) también es posible conocer otra interpretación de valores de la dominancia, referente a la representatividad de especies que contribuyen a la diversidad de la zona. Mientras que, mediante el complemento del índice de Simpson ($1-D$) los resultados se interpretan en términos de la probabilidad de que dos individuos sean de diferentes especies, variando entre 0 a 1, donde 1 indica mayor biodiversidad (Magurran, 2004).

Por otro lado, el Índice de Shannon (H) es una medida de incertidumbre que resulta de la selección al azar de un individuo, buscando que pertenezca a una determinada especie, es decir, si se tiene un conjunto de datos donde hay una especie dominante, y se toma un individuo al azar, se esperaría que el individuo seleccionado sea de la especie más dominante, bajo este escenario, la incertidumbre es baja, ya que la mayoría de los individuos son de una especie. Caso contrario, cuando se tienen datos con numerosas especies y los individuos se distribuyen de manera equitativa, hay mayor incertidumbre de que el individuo seleccionado al azar pertenezca a una especie esperada (Magurran, 2004). La fórmula del índice se define como:

$$H = - \sum_{i=1}^S P_i \log_b P_i$$

$$P_i = n_i/N$$

Donde,

S= Número de especies por comunidad

P_i = Proporción de individuos de la especie i con respecto al total de individuos de la comunidad

n_i = Número de individuos de la especie i

N= Número de individuos

Dado que los resultados del índice de Shannon (H') representan valores relativos condicionados por el número total de especies de la comunidad, su interpretación aislada puede resultar limitada cuando no se cuenta con una referencia comparativa (Pla, 2006). En este sentido, resulta pertinente complementarlo con índices que evalúen la uniformidad en la distribución de abundancias, como el índice de equitatividad de Pielou (J') (Pielou, 1966) Este índice permite estandarizar el valor de H' dividiéndolo por su máximo teórico posible, lo que facilita una interpretación en términos comparativos y no absolutos. De esta

forma, los resultados se expresan en una escala continua entre 0 y 1, donde $J'=1$ indica que todas las especies presentan abundancias iguales, y $J'=0$ refleja que una sola especie domina por completo la comunidad. La ecuación que lo define es la siguiente:

$$J = \frac{H'}{\ln S}$$

3.2.2.3 Diversidad Funcional

Es preciso distinguir si la diversidad taxonómica también corresponde a una alta diversidad funcional perdida, aunque no tengan una relación directa (Córdova-Tapia & Zambrano, 2015). Este acercamiento permite identificar los servicios ecosistémicos potencialmente afectados debido a la pérdida de las funciones ecológicas prestadas por la fauna atropellada.

La diversidad funcional es abordada por medio de cuatro componentes: Riqueza (FRic), la cual hace referencia al rango de los rasgos funcionales de las especies, es decir, el nicho funcional ocupado; Uniformidad (FEve), es el grado en que las funciones ecológicas se distribuyen equitativamente por el espacio funcional; Divergencia (FDiv), describe la dispersión máxima de las características funcionales (Córdova-Tapia & Zambrano, 2015); y especialización (FDis), que permite diferenciar las especies por sus funciones especializadas, siendo funcionalmente más especialista en cuanto más alejada esté del centro de gravedad (Bellwood et al., 2005).

Para el cálculo de los cuatro índices funcionales se utilizó el paquete FD en R (Laliberté & Legendre, 2010; Laliberté et al., 2014), empleando la métrica de distancia euclidiana, ya que todos los rasgos considerados son datos continuos. Este análisis se realizó a nivel de especie, excluyendo aquellos datos que no pudieron ser identificados o que permanecieron en un orden taxonómico superior. De esta forma, se conformó una base de datos de 100 individuos correspondientes a 33 especies.

Para cada especie se recolectó información sobre cuatro rasgos funcionales: masa corporal (g), proporción de la dieta (Invertebrados, vertebrados ectotermos, vertebrados, carroña, frutas, néctar, semillas y plantas), proporción del estrato de forrajeo (Bajo agua, agua alrededor de la superficie, tierra, sotobosque, medio alto, dosel, aéreo) y

comportamiento de excavación (Si/No). La información fue extraída de la base de datos de EltonTraits (Wilman et al., 2014), y otras fuentes: (Navarro-Salcedo et al., 2020; Díaz-Ricaurte et al., 2018; Gómez & Buitrago-González, 2017).

3.2.3 Zonas de acumulaciones significativas de atropellamiento de fauna

A lo largo de un corredor vial, comprender la distribución de los eventos de atropellamiento es fundamental para priorizar los lugares donde este impacto es más significativo. Dada la relevancia en identificar estas zonas como insumo para análisis posteriores, la elección de la técnica adecuada para detectar las agrupaciones representa un desafío importante.

En este estudio se utilizaron cuatro métodos comúnmente aplicados en la detección de hotspot de atropellamiento. Uno de ellos es el software SIRIEMA (Coelho et al., 2017) reconocido por su enfoque especializado en datos de atropellamiento de fauna silvestre (Anđelković & Bogdanović, 2022; Corrêa, 2021; Filius et al., 2020). Otras técnicas de agrupación que en la literatura también se encuentran son el análisis de *Getis-Ord Gi* (Obando-Tobón et al., 2024; Seo et al., 2015), así como métodos menos frecuentes a este tipo de datos, entre ellos *Kernel Density Estimation Plus* (Krisp & Durot, 2007) y técnicas de autocorrelación espacial (González-Vélez, 2021).

La cantidad de datos de atropellamiento utilizados para este análisis corresponde al histórico de registros de atropellamiento de la Concesión, esto con el fin de tener una mayor representación del impacto. En total, se consolidó una base de datos compuesta por 533 registros de atropellamiento, abarcando el periodo comprendido entre 2016 y 2024. Es preciso resaltar que, para el cálculo de los hotspot no se realizan asignaciones taxonómicas a nivel de especie, dado que este abordaje reduce la cantidad de registros para el análisis, dificultando así la evaluación de la significancia estadística, por lo cual, el análisis se realizó para clases taxonómicas.

Para las cuatro técnicas evaluadas, se empleó una distancia de 100m de radio como parámetro para agrupar los eventos de atropellamiento (Grilo et al., 2010). Dado que la

longitud de las vías estudiadas no es extensa, no se recomienda utilizar radios demasiado amplios que tengan el potencial de disminuir el nivel de detalle en los resultados.

3.2.3.1 SIRIEMA

El software SIRIEMA (Coelho, 2017) es una herramienta especializada para analizar patrones espaciales de atropellamiento de fauna silvestre. Su principal objetivo es identificar las zonas con mayor mortalidad, facilitando la priorización de tramos críticos a lo largo de una vía.

Inicialmente, se realiza el análisis K Ripley, el cual tiene como objetivo describir la distribución de los datos en diferentes escalas espaciales $K(r)$ (Ripley, 2004) para luego ser comparada contra una distribución normal generada al azar $Ks(r)$. A través de esta comparación, se identificaron las distancias de agrupación estadísticamente significativas. La ecuación es:

$$K(r) = \frac{D}{n(n-1)} \sum_{i=1}^n 2r/Ci(r) \sum_{j \neq i} f_{ij}$$

Donde: $K(r)$ = valor de K statistics para r escala; D = longitud de la vía en km ; n = número de eventos de atropellamiento; r = radio en metros; i = evento de atropellamiento; j = otro evento de atropellamiento; $Ci(r)$ = longitud de la vía al interior del círculo con radio r centrado en el atropellamiento i ; f_{ij} = índice igual a 0 si j está por fuera del círculo con radio r y centrado en i , o igual a 1 si j está al interior de esta área (Coelho et al., 2017).

Para interpretar diferentes escalas usadas y la evaluación de significancia estadística de las posibles agregaciones se usa la siguiente ecuación:

$$L(r) = K(r) - Ks(r)$$

Donde $L(r)$ = la diferencia entre el valor de K observado para un radio r y el valor de K simulado para una escala r ; $Ks(r)$ = media del valor K obtenido mediante múltiples permutaciones (Coelho et al., 2017).

Para determinar la significancia estadística, se evalúa que los valores de $L(r)$ no se encuentren dentro de los intervalos de confianza, que corresponden a la zona de aleatoriedad donde el atropellamiento ocurre sin ninguna relación espacial aparente. Por otro lado, cuando $L(r)$ se encuentra por encima de los intervalos de confianza, significa que, en dichos segmentos de la vía el atropellamiento se encuentra disperso, mientras que, cuando $L(r)$ se encuentra bajo el intervalo inferior de confianza indica que los eventos de atropellamiento se encuentran agrupados en función de un factor desconocido.

Descartar la aleatoriedad de los datos es un paso fundamental para la toma de decisiones. La distribución aleatoria de los eventos de atropellamiento indica que los datos no muestran patrón de agrupamiento o dispersión y, por ende, no hay tramos de vía donde este impacto sea más frecuente o que la fauna silvestre se encuentre fuertemente relacionada con una característica del paisaje (González-Vélez, 2021). Este resultado puede ocurrir debido a poca cantidad de información, donde no necesariamente el impacto esté mediado por el azar.

Una vez identificado el radio significativo producto del análisis K Ripley, se realiza el análisis de 2D Hotspot, el cual busca identificar las agrupaciones estadísticamente significativas de eventos a lo largo de la vía. Inicialmente, se segmenta la vía en longitudes iguales y mediante un círculo con radio r definido según el análisis de K Ripley, se centra en el punto medio de cada segmento y luego, todos los valores atribuidos a cada atropellamiento se suman. El círculo se centra en la mitad del siguiente segmento y la suma se calcula nuevamente, estos cálculos consideran factores de corrección (Coelho et al., 2017). Este procedimiento se repite para todos los tramos de carretera para finalmente generar un valor de intensidad de agregación de atropellamientos. La ecuación usada se describe a continuación:

$$H_i(r) = 2r/Ci(r) \sum_{i=1}^n f_{ij}$$

Donde: $H_i(r)$:= valor de agregación evaluado para un punto i considerando una escala r ; n = número de eventos de atropellamiento, r = radio; i = punto en la vía; j = evento de atropellamiento; $C_i(r)$ = longitud de la vía al interior del círculo con radio r centrado en el atropellamiento i ; f_{ij} = índice igual a 0 si j está por fuera del círculo con radio r y centrado en i , o igual a 1 si j está al interior de esta área.

Para evaluar la significancia estadística de las posibles agregaciones se usa la siguiente ecuación:

$$HS = H_i(r) - H_s(r)$$

Donde HS = la diferencia entre el valor de agregación observado para un radio r y ubicado sobre un punto i y el valor medio de agregaciones simuladas para una escala r ubicada sobre el punto i (Coelho et al., 2017).

3.2.3.2 Autocorrelación espacial

Por medio de esta técnica se evalúa la distancia de radio significativa para la posterior identificación de zonas de acumulación de atropellamiento. Por lo tanto, la técnica de autocorrelación espacial se implementa antes de los análisis en el software SIRIEMA.

Esta metodología es utilizada por el autor (González-Vélez, 2021) para la determinación de zonas calientes de atropellamiento de fauna en el Oriente de Antioquia-Colombia. Asimismo, ha sido implementada en otras vías de la región Suroeste en Antioquia.

Los análisis descritos a continuación fueron realizados en ArcGIS. Inicialmente, con la herramienta integrate, los datos son agrupados en un radio de distancia de 100m. Dicha agrupación generada toma como referencia las ubicaciones de los registros, y aquellos que se encuentren dentro de la distancia especificada representan la misma ubicación y se les asigna un valor de coordenadas común (ESRI, s. f.-b)

Posteriormente, a los resultados obtenidos en el paso anterior, se realiza el análisis de Collect Events, el cual combina las ubicaciones coincidentes de los registros y genera puntos ponderados con la cantidad de registros agrupados bajo la distancia especificada

en el análisis de integrate (ESRI, s. f.-c). Este es un paso necesario para determinar la distancia de radio significativa, puesto que Moran's I requiere puntos ponderados y no ubicaciones individuales.

El análisis de autocorrelación espacial con Moran's I, mide la correlación entre la ubicación de las entidades y sus valores (ponderaciones). A partir de las puntuaciones Z y valores $P < 0,05$ se identifican las distancias en las cuales hay significancia estadística, correspondiendo a datos que están agrupados o dispersos, mas no aleatorios. Moran's I está definido por la siguiente ecuación:

$$I = \frac{n}{S_0} \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} z_i z_j}{\sum_{j=1}^n z_i^2}$$

Donde z_i es la desviación de un atributo con respecto a su media ($x_i - \bar{X}$), $w_{i,j}$ es el peso espacial entre el atributo i y el atributo j , n es igual a la cantidad total de atributos y S_0 es la suma de todos los pesos espaciales:

$$S_0 = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{i,j}$$

La estadística zI se calcula a partir de la ecuación:

$$z_i = \frac{I - E[I]}{\sqrt{V[I]}}$$

$$E[I] = \frac{-1}{n-1}$$

$$V[I] = E[I^2] - E[I]^2$$

3.2.3.3 Getis Ord Gi*

Esta técnica estadística mide el agrupamiento significativo de datos espaciales, mediante una comparación con una distribución aleatoria que permite diferenciar si hay puntos fríos o calientes a través del estadístico Gi* (Ord & Getis, 1995).

Al igual que en el análisis de autocorrelación espacial descrito anteriormente, el método de Getis Ord Gi* requiere que la capa de entrada no esté compuesta por puntos individuales. Por ello, se emplea la misma metodología de autocorrelación espacial hasta tener los datos de atropellamiento alineados mediante la herramienta Collect Events. Este procedimiento se emplea también para una distancia de 100m.

Este análisis fue realizado en ArcGIS, con la herramienta de HotSpot Analysis (Getis-Ord Gi*) de Spatial Statistics Tools. La estadística de Gi* se define mediante la siguiente ecuación (ESRI, s. f.-a):

$$Gi^* = \frac{\sum_{j=1}^n w_{i,j} x_j - \bar{X} \sum_{j=1}^n w_{i,j}}{s \sqrt{\frac{n \sum_{j=1}^n w_{i,j}^2 - (\sum_{j=1}^n w_{i,j})^2}{n-1}}}$$

Donde, x_j es el valor del atributo del evento j , $w_{i,j}$ es el peso entre el evento i y j , n es igual al número de eventos. Finalmente, s y \bar{X} , se definen como:

$$\bar{X} = \frac{\sum_{j=1}^n x_j}{n}$$

$$S = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n x_j^2}{n} - (\bar{X})^2}$$

A través del campo G_i_Bin , resultante del cálculo estadístico, se determina el nivel de significancia en la distribución de puntos fríos y calientes. Un valor de $G_i_Bin = 0$ indica ausencia de significancia estadística, mientras que los valores de ± 1 , ± 2 y ± 3 corresponden a niveles de confianza del 90%, 95% y 99%, respectivamente. Además, los valores negativos corresponden a los puntos fríos y los positivos, a los puntos calientes.

3.2.3.4 Kernel Density Estimation Plus

KDE es un método estadístico no paramétrico utilizado para la identificación de patrones espaciales que permiten la detección de zonas calientes de un determinado fenómeno. Esta técnica estima la densidad de probabilidad por medio de Kernels, donde cada punto es reemplazado con un Kernel (Silverman, 1988), dicha superposición permite identificar como se distribuye la densidad alrededor de cada punto. Sin embargo, este método no permite identificar significancia estadística entre los clústeres formados, siendo una limitante para priorizar tramos críticos (Bíl et al., 2019). De esta manera, KDE+ permite la selección de clústeres con significancia estadística, mediante un complemento de simulaciones aleatorias repetidas al método convencional de KDE.

Inicialmente, se implementó el método tradicional de KDE mediante un script en R, utilizando el Kernel de Gauss y evaluando con un ancho de banda de 100m. El tamaño de cuadrícula generado sobre la capa de puntos tuvo una resolución de 10m. Posteriormente, la prueba de significancia estadística se realizó por medio de 1000 simulaciones de Monte Carlo a un nivel de confianza del 95%. KDE se define mediante la siguiente ecuación matemática (Węglarczyk, 2018):

$$f(x) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n K_a(x - x_i)$$

Donde, x son las ubicaciones de los eventos de atropellamiento. La diferencia representa la distancia entre los puntos, k es la función de densidad de kernel y d corresponde al ancho de banda.

3.2.4 Índice Kilométrico de Atropellamiento

El Índice Kilométrico de Atropellamiento – IKA, contribuye a cuantificar el impacto de atropellamiento de fauna silvestre. Para calcular este indicador, es fundamental que los datos provengan de censos sistemáticos de atropellamiento, de manera que estén alineados con los parámetros de entrada requeridos por el índice (Coelho et al., 2017). El resultado proporciona una estimación de los individuos potencialmente afectados por atropellamiento en un periodo determinado, es decir, la tasa de mortalidad de fauna silvestre.

Esta estimación puede verse influenciada en gran medida por dos parámetros de sesgo: La detectabilidad y la persistencia de los cadáveres, la definición de estos dos criterios debe considerar adecuadamente factores explicativos de la zona con el fin de no sub o sobrestimar este impacto. La desaparición de un cadáver puede estar mediada por la actividad de animales carroñeros, intensidad del tráfico vehicular, condiciones climáticas y masa corporal del individuo (Santos et al., 2016) Al mismo tiempo, estos factores también pueden incidir sobre la detectabilidad del cadáver, sumado a otras variables como el medio de muestreo (Vehículo/Pie), experiencia del investigador, número de observadores, entre otros (Teixeira, Coelho, et al., 2013). La corrección de estos dos sesgos permite mejorar la estimación de mortalidad.

El software SIRIEMA, empleado para la identificación de zonas de acumulación de atropellamiento, tiene disponible otras herramientas de análisis, entre las cuales se encuentra la estimación de la tasa de mortalidad. Para el cálculo de la tasa, SIRIEMA integra el siguiente modelo matemático:

$$N = \sum_{i=0}^{n-1} Ni = \lambda T_R P \sum_{i=0}^{n-1} \left(1 - \sum_{j=1}^i e^{-\frac{jT_S}{T_R}} p(1-p)^{j-1} \right)$$

Donde N es el número total de cadáveres encontradas durante los censos, p es la probabilidad de detección, TR es el tiempo de remoción, es decir, la persistencia de un cadáver atropellado, y TS es el intervalo entre los censos.

Dado que el alcance de esta investigación no incluyó una fase experimental para cuantificar la persistencia ni detectabilidad de los cadáveres, se realizó una búsqueda en literatura para definir estos parámetros. Asimismo, considerando que la persistencia puede variar según las características morfológicas del animal, este análisis se segmentó por clase taxonómica (Santos et al., 2011). Debido a la insuficiencia de registros para la clase de anfibios, esta fue excluida del análisis.

Por otro lado, para el resto de las clases animales, el análisis se subdividió de acuerdo con el peso corporal (g). En el caso de las aves y reptiles, se clasificaron como individuos pequeños (<100 g) y grandes (>100 g). Para los mamíferos, los grupos fueron pequeños (<500 g) y grandes (>500 g) (Teixeira, Coelho, et al., 2013). Los valores de masa corporal de cada especie se obtuvieron de las bases de datos publicadas por Wilman et al. (2014), Meiri et al. (2021) y Zimin et al. (2022).

3.3 Resultados

3.3.1 Censos de atropellamiento de fauna silvestre

El proceso de clasificación taxonómica de los reportes se basó principalmente en los registros fotográficos, donde se extrajo la mayor cantidad de características posibles para determinar la especie, teniendo como referencia los textos guía mencionados en el apartado metodológico. Asimismo, para algunos reportes se contó con el apoyo de una especialista en ornitología y un herpetólogo del serpentario de la Universidad de Antioquia.

Durante el periodo de muestreo se recopilieron 136 datos de atropellamiento de fauna, donde las aves representaron el 59,5% de los registros, los mamíferos un 25,7%, reptiles 9,55%, anfibios 0,73%, malacostraca (vivo) 0,73% y doméstico 3,67%, los dos últimos fueron excluidos de los análisis.

Se registraron 15 individuos pertenecientes al orden Rodentia, los cuales no pudieron ser identificados hasta especie debido a su estado de deterioro producto del atropellamiento. En ausencia de características diferenciables, la identificación taxonómica se vio limitada. Esta situación es consistente con lo reportado en estudios de atropellamiento de fauna, donde se reconoce que los roedores son uno de los taxones de difícil diagnóstico (Santos et al., 2017). Además, se sugiere restringir la identificación a niveles taxonómicos confiables para evitar especulaciones cuando el individuo no cuenta con características suficientes para su diagnóstico (Clevenger et al., 2003). Estos individuos (orden de roedores) representaron el 11% de los datos, convirtiéndose en el taxón con más reportes de atropellamiento.

Por otro lado, de la clase de Aves no fue posible identificar 13 reportes al nivel taxonómico de especie, también debido al estado de deterioro. Esta clase presentó el mayor número de especies afectadas, con un total de 22 especies. Cabe destacar que ninguna de las especies registradas se encontraba categorizada como amenazada según la Lista Roja de la International Union for Conservation of Nature - UICN (IUCN, 2024), ni incluida en las categorías de amenaza del listado oficial de especies silvestres amenazadas de Colombia establecido por la Resolución 0126 de 2024 (MinAmbiente, 2024). Luego, las tres especies

con más reportes de atropellamiento fueron *Momotus aequatorialis* (9,23%), *Didelphis marsupialis* (7,69%) y *Ortalis columbiana* (7,69%).

La **Tabla 3** presenta el número de individuos atropellados por cada especie identificada durante los censos.

Tabla 3. Número de individuos de fauna silvestre atropellada

Clase animal	Especie	Número de individuos
Ave	<i>Sin identificar</i>	13
	<i>Momotus aequatorialis</i>	12
	<i>Ortalis columbiana</i>	10
	<i>Chamaepetes goudotii</i>	9
	<i>Megascops choliba</i>	7
	<i>Zonotrichia capensis</i>	6
	<i>Patagioenas fasciata</i>	4
	<i>Atlapetes albinucha</i>	3
	<i>Turdus fuscater</i>	3
	<i>Arremon brunneinucha</i>	1
	<i>Columba livia</i>	1
	<i>Conirostrum albifrons</i>	1
	<i>Crotophaga major</i>	1
	<i>Molothrus bonariensis</i>	1
	<i>Porphyrio martinica</i>	1
	<i>Saltator atripennis</i>	1
	<i>Stilpnia cyanicollis</i>	1
	<i>Stilpnia vitriolina</i>	1
	<i>Streptoprocne rutila</i>	1
	<i>Systellura longirostris</i>	1

	<i>Tangara vassorii</i>	1
	<i>Troglodytes aedon</i>	1
	<i>Turdus ignobilis</i>	1
Mamífero	Orden Rodentia	15
	<i>Didelphis marsupialis</i>	10
	<i>Rattus norvegicus</i>	3
	<i>cf. brasiliensis</i>	3
	<i>Coendou rufescens</i>	2
	<i>Cerdocyon thous</i>	1
	<i>Sciurus granatensis</i>	1
Reptil	<i>Atractus lasallei</i>	6
	<i>Dipsas sanctiyoannis</i>	3
	<i>Atractus sp.</i>	2
	<i>Clelia Clelia</i>	1
	<i>Bothriechis schlegelii</i>	1
Anfibio	<i>Rhinella marina</i>	1

De las cinco vías muestreadas, Variante Las Palmas concentró la mayoría de los registros (40%), seguido de Santa Elena (26,25%), Las Palmas (20%), Seminario Portal Occidente (9,23%) y Doble calzada Sajonia (4,61%). Los meses con mayor cantidad de registros fueron febrero, abril y julio. La información descrita anteriormente fue organizada en un tablero de visualización de datos creado con Power BI **Figura 10** (Anexo 1).

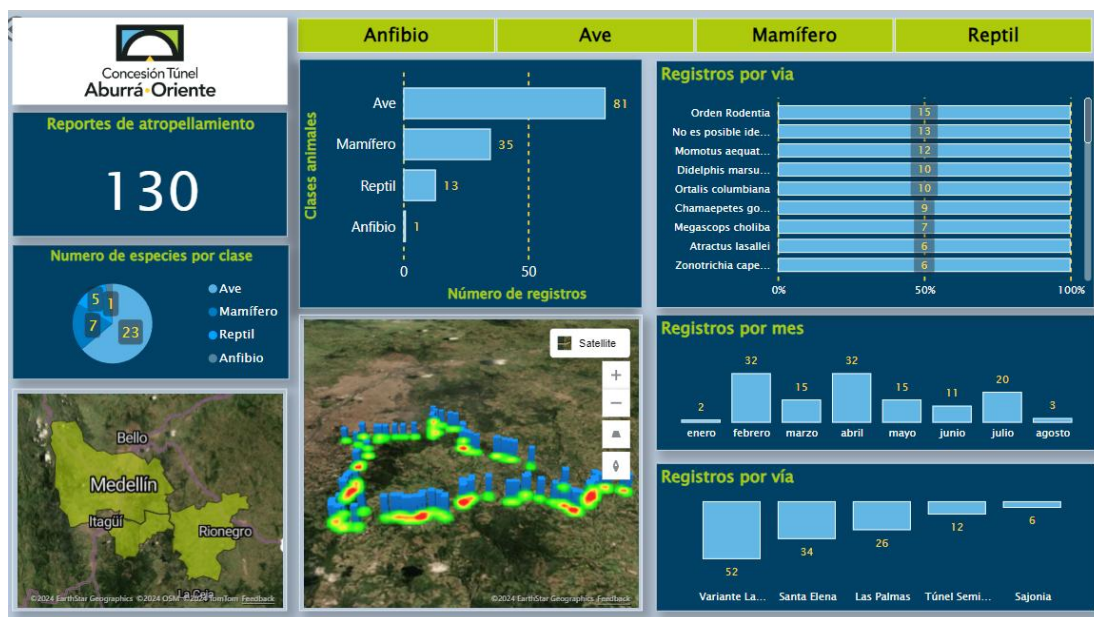


Figura 10. Previsualización tablero de datos de atropellamiento. Fuente: Elaboración Propia

3.3.1.1 Análisis climático

Se generaron 43 mapas de precipitación, uno por cada salida de campo, con el fin de extraer el valor de precipitación asociado a la ubicación de cada evento de atropellamiento. La **Figura 11** ilustra un ejemplo correspondiente a la salida 36, realizada el lunes 08 de julio de 2024. En este caso, los valores de precipitación representados corresponden al promedio del acumulado diario registrado entre el 04 y el 08 de julio, un periodo considerado para reflejar las condiciones climáticas previas al censo y su posible influencia en la movilidad de la fauna.

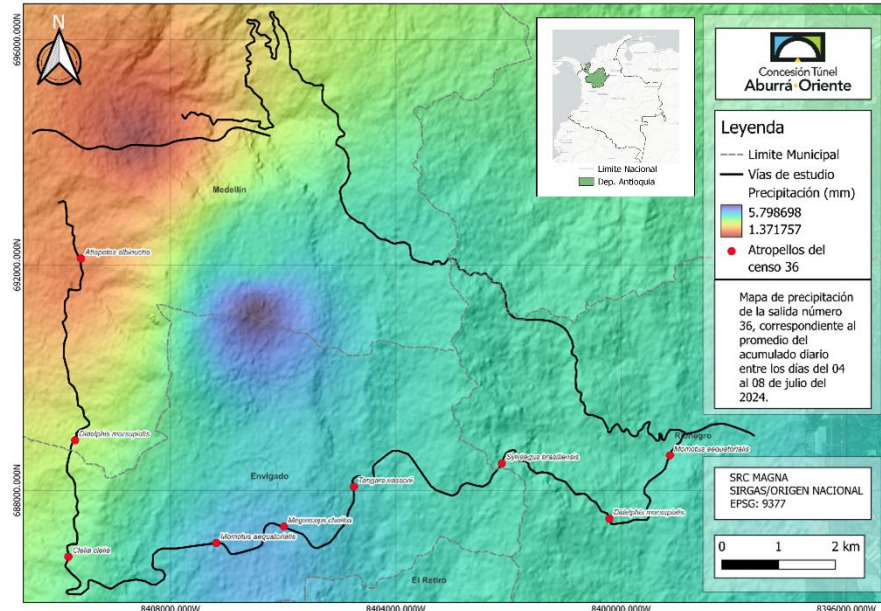


Figura 11. Precipitación del censo número 36 en la zona de estudio. Fuente: Elaboración Propia

Los resultados reflejados en la **Figura 12** indican que la precipitación no fue una variable que ayudó a mejorar el entendimiento del impacto de atropellamiento de fauna silvestre en la Concesión, dado que no existen diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las clases atropelladas según valores de precipitación, tal como se ha mostrado en otros estudios (Arca-Rubio et al., 2023). Esto indica que la mayoría de los individuos, independientemente de la clase animal a la que pertenezcan fueron atropellados en condiciones similares de precipitación, sin embargo, se recomienda tomar con cautela estos resultados, puesto que, realizar el análisis a nivel de clase animal dificulta tener claridad sobre la relación real entre el atropellamiento de fauna y la precipitación, debido a que, dentro de las clases animales hay especies que tienen sus patrones de actividad marcados dependiendo de la temporada climática, como hay especies que no (Arca-Rubio et al., 202; Falcão et al., 2025).

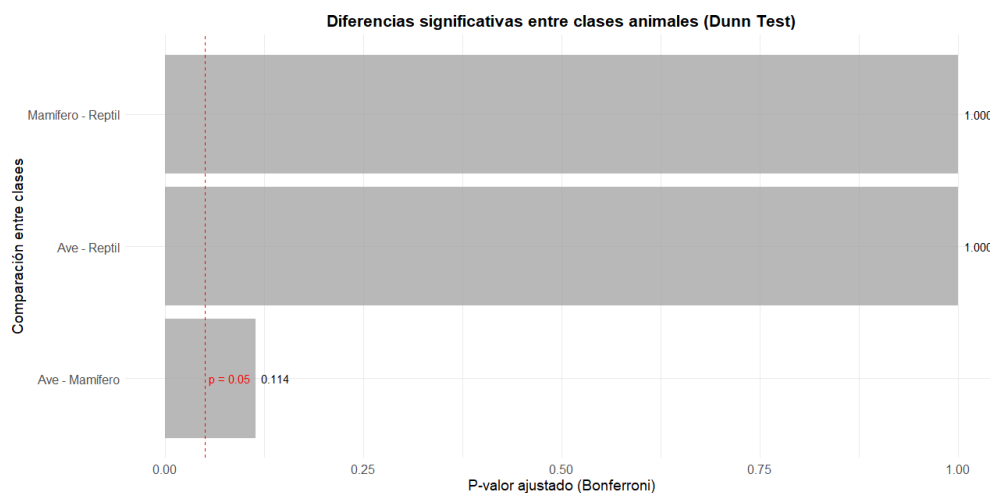


Figura 12. Diferencias entre clases atropelladas con base en la precipitación. Fuente: Elaboración Propia

Dado que la mayoría de las especies registradas presentan una baja frecuencia de ocurrencia (60% de las especies solo se encontró una o dos veces), la poca representatividad de individuos podría generar resultados sesgados que orientarían una mala toma de decisiones. Adicionalmente, otro factor que podría haber condicionado los resultados es la variabilidad climática registrada durante el primer semestre de 2024. En este sentido, el periodo durante el cual se llevaron a cabo los censos sistemáticos de atropellamiento podría no haber abarcado de manera representativa cada temporada climática para evaluar su relación con el impacto.

Aunque se empleó la prueba de Kruskal-Wallis debido a su robustez frente a la no normalidad de los datos, es importante señalar que los tamaños de muestra entre grupos fueron desiguales (por ejemplo, 81 registros para aves y solo 13 para reptiles). Esta desproporción puede haber limitado la potencia estadística de la prueba y, por tanto, la capacidad para detectar diferencias significativas, en caso de que existieran (McDonald, 2014).

Finalmente, a nivel exploratorio y descriptivo de la información, la **Figura 13** contribuye a ampliar el entendimiento de la relación entre atropellamientos y condiciones climáticas. Se empleó un umbral de 10 mm de precipitación diaria para clasificar condiciones secas o

húmedas, siguiendo un criterio utilizado en estudios ecológicos como valor de referencia para eventos de lluvia ligera o días secos (Taniwaki et al., 2017; Hijmans et al., 2005).

Bajo este umbral, se observó que el 80,6 % de los individuos fueron registrados en días con menos de 10 mm de precipitación, indicando una posible mayor ocurrencia de atropellamientos bajo condiciones secas (supuesto de condición seca). Asimismo, para clase animal predominó el atropellamiento en condiciones de baja precipitación, es decir, menor a 10 mm (Arca-Rubio et al., 2023).

Esta aproximación tuvo como objetivo ofrecer una visión inicial del comportamiento de los datos y no implica inferencias estadísticas, sino que orienta futuras hipótesis a validar mediante análisis robustos en investigaciones posteriores.

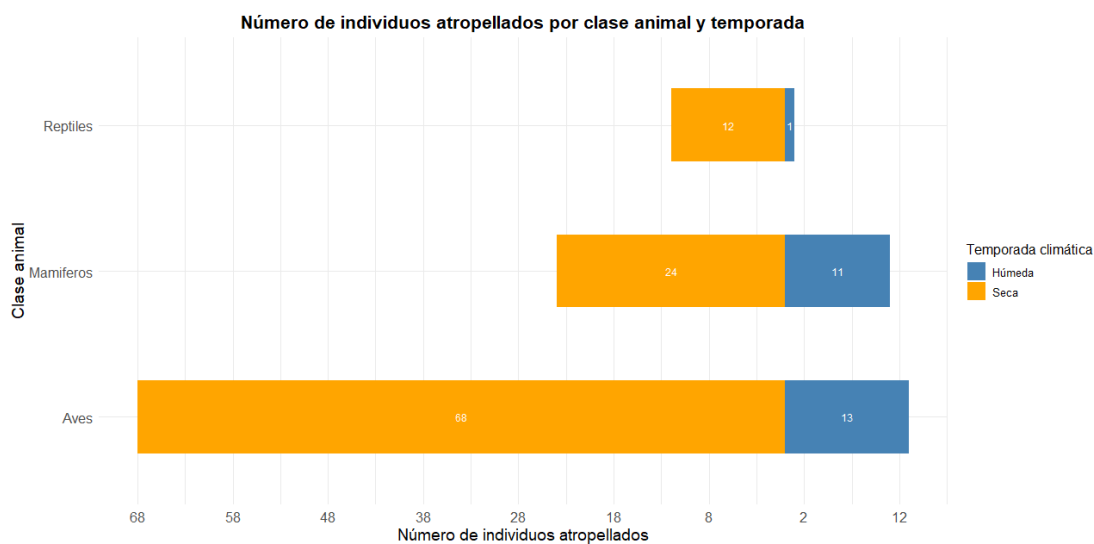


Figura 13. Número de individuos atropellados por clase animal y temporada climática.

Fuente: Elaboración Propia

Por otro lado, el 43,87 % de los animales atropellados registrados durante los censos fueron encontrados en los meses de abril, mayo y junio, periodo que coincide con la primera temporada de lluvias en la región Andina de Colombia. Según el IDEAM, esta temporada se extiende desde mediados de marzo hasta mediados de junio y se caracteriza

por un aumento significativo en las precipitaciones (IDEAM, 2025). Durante este tiempo, se registraron individuos pertenecientes a las tres clases taxonómicas, predominando las aves. En este grupo, de las 22 especies encontradas, 14 fueron registradas únicamente una vez, y cinco de ellas se encontraron exclusivamente en este periodo lluvioso, entre ellas *Streptoprocne rutila*, *Porphyrio martinica*, *Atlapetes albinucha*, *Molothrus bonariensis* y *Stilpnia cyanicollis*

En el caso de los mamíferos, la especie *Cerdocyon thous* fue registrada bajo condiciones de alta precipitación, siendo el censo con los valores más elevados de lluvia (45.5 mm). Respecto a las serpientes atropelladas, todos los registros ocurrieron en condiciones de precipitación inferiores a 12mm.

3.3.2 Diversidad de especies afectadas por atropellamiento

3.3.2.1 Riqueza de especies

En la **Figura 14** es posible evidenciar que la curva de acumulación no logró alcanzar la asíntota, es decir, con el esfuerzo de muestreo no se logró obtener la riqueza total de especies afectadas por atropellamiento. Tradicionalmente, estos estimadores se aplican en áreas representativas de ecosistemas o hábitats específicos con muestreos dirigidos a capturar la mayor diversidad posible. Sin embargo, en este estudio el enfoque estuvo centrado en un entorno vial, donde el registro de especies se limita a aquellos individuos que han sido efectivamente atropellados. Esto implica una subestimación considerable de la riqueza real, dado que muchas especies pueden estar presentes en el área adyacente sin interactuar directamente con la carretera o sin resultar afectadas por atropellamientos (Laurance et al., 2009).

La riqueza esperada con los muestreos era de 92 especies aproximadamente, de las cuales se registraron 35, presentando una completitud del muestreo de tan solo el 38%. En consecuencia, la baja completitud es esperable, ya que el método depende de eventos ocasionales y no de observaciones directas o sistemáticas de toda la comunidad biológica.

El no alcanzar la asíntota indica que a medida que se realicen más censos de atropellamiento van a seguir encontrándose nuevas especies atropelladas. Se evidencia que aún en el censo número 43 la estimación de riqueza cada vez aumenta sin comenzar

a estabilizarse (cuando los individuos encontrados pertenecen a especies ya identificadas). De esta manera, se evidencia que hizo falta registrar el 62% de especies con el muestreo implementado.

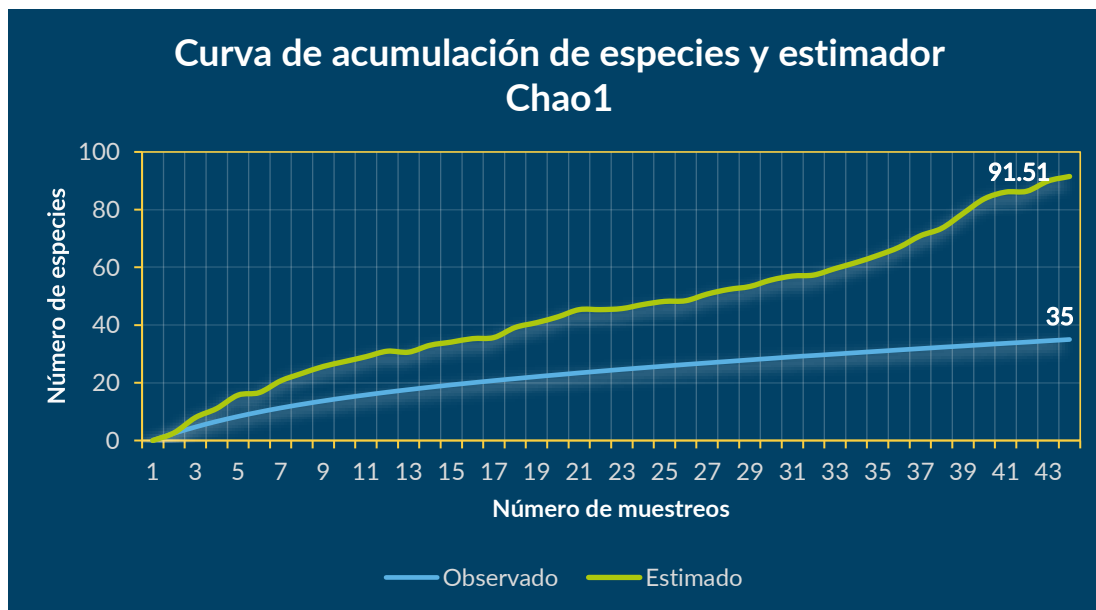


Figura 14. Curva de acumulación de especies y estimador Chao1 para censos de atropellamiento de fauna silvestre. Fuente: Elaboración Propia.

Estos resultados indican que la zona muestreada tiene más riqueza con respecto a la riqueza obtenida mediante los censos de atropellamiento. En este caso, se reportaron que de las especies registradas, el 60% correspondían a especies singletons y doubletons, es decir, una muestra representada por especies raras o poco detectables, lo que dificulta la estabilización de la curva. Esto debido al supuesto de que las especies raras disminuyen a medida que aumenta el esfuerzo de muestreo, donde un número reducido de especies raras indican un muestreo suficiente (Moreno-Ortega, 2019).

La presencia de un alto porcentaje de especies registradas como **singletons y doubletons** puede sugerir un posible sesgo de muestreo que facilita la detección de especies de mayor tamaño corporal (Teixeira, Coelho, et al., 2013), indicando que no necesariamente se afectan las especies de manera homogénea y posiblemente puedan existir especies más propensas al atropellamiento que otras. Los resultados indican

también que, un alto número de especies raras puede ser consecuencia de que la interacción con vías puede ser ocasional para algunas especies, y que las carreteras pueden actuar como un riesgo de mortalidad no selectivo que podría afectar a diferentes grupos taxonómicos tanto de especies abundantes como a aquellas menos comunes. La amplitud de especies indica también que hay gran diversidad de fauna potencialmente susceptible de ser atropellada, esto incluye especies con baja abundancia relativa, que en contextos de poblaciones pequeñas o fragmentadas podrían ver comprometida su viabilidad a largo plazo (Grilo et al., 2021).

Es importante destacar que las especies atropelladas son aquellas que tienden a exponerse con mayor frecuencia a las carreteras, lo que no necesariamente representa a las especies presentes en el área, ya que muchas de ellas evitan acercarse a las carreteras (Forman & Alexander, 1998a). En este análisis, se estima la riqueza de especies más vulnerables al atropellamiento, sin que esto represente toda la biodiversidad en la zona adyacente a la vía.

3.3.2.2 Diversidad de especies

Los resultados evidencian una alta diversidad taxonómica afectada por el proyecto vial, sin embargo, al igual que el análisis de riqueza, este acercamiento implica una subestimación de la diversidad real, dado que no contemplan la totalidad de la comunidad biológica presente en el área de estudio. En la **Tabla 4** se presentan los valores obtenidos del cálculo de los índices de biodiversidad de interés.

Tabla 4. Índices de biodiversidad

Índice	Valor
Dominance D	0.05467
Simpson 1-D	0.9453
Shannon H	3.231

El índice de dominancia de Simpson D tiene un valor bajo (0,05467) lo que ocurre cuando la comunidad es muy diversa y sus individuos tienen una distribución equitativa **Tabla 4**. El índice indica que la probabilidad de seleccionar al azar dos individuos y que ambos pertenezcan a la misma especie tiene una probabilidad baja del 0,054%. La alta diversidad

se debe a que más de la mitad de las especies (21 especies) tienen uno o dos individuos como máximo. Este análisis destaca que no hay presencia de especies dominantes que están siendo mayormente atropelladas.

Por otro lado, el inverso del índice de Simpson ($1/D$) indica el número efectivo de especies que contribuyen a la diversidad **Tabla 4**. Dado que el valor de dominancia es bajo, muestra que hay muchas especies con un número de individuos distribuidos de manera equitativa. Al aplicar el cálculo del inverso se identifica que aproximadamente 19 especies tienen un rol importante dentro de la comunidad estudiada, es decir, son especies que aportan a los altos valores de biodiversidad. Este número también hace referencia a que son el número de especies que se atropellan de manera equitativa, es decir, un número muy similar de individuos afectados en cada especie.

Finalmente, el valor del índice de Shannon (H) de 3.231 indica una alta incertidumbre **Tabla 4**, debido a que el conjunto de datos de atropellamiento tiene variedad de especies y la mayoría tiene un número similar de individuos, reforzado por los resultados del índice de Pielou con un valor de $J'=0.91$ que indica que las especies atropelladas se ven afectadas de manera similar.

Con los resultados obtenidos, se infiere que los corredores viales asociados a la Concesión tienen una afectación directa sobre parte de la biodiversidad de la zona. Los censos han mostrado ser necesarios para fortalecer la base de conocimiento sobre las especies afectadas, ya que se ha demostrado que hacer una identificación taxonómica entre las especies ha aportado significativamente a conocer la diversidad de especies víctimas del atropellamiento. Como también, el hecho de no descartar animales pequeños ha sumado considerablemente la cuantificación del impacto, permitiendo reconocer que la biodiversidad afectada es superior a la observada (Colino-Rabanal, 2011).

3.3.2.3 Diversidad funcional

Por medio de los cuatro índices considerados, fue posible ampliar el entendimiento del impacto de atropellamiento en el proyecto vial Concesión. A partir de los registros de atropellamiento recopilados en el primer semestre del 2024 es posible inferir que hay una pérdida importante sobre la biodiversidad. Aunque los resultados de diversidad funcional variaron entre las vías, en el caso de la vía Santa Elena, a pesar de la alta diversidad

taxonómica afectada, la pérdida de individuos por atropellamiento no genera un impacto considerable en la diversidad funcional. Esto se debe a que los rasgos ecológicos de las especies atropelladas son similares entre sí, lo que mantiene la estabilidad del ecosistema debido a funciones ecológicas potencialmente iguales. En contraste, en la vía Las Palmas, los rasgos funcionales de las especies afectadas son menos similares, lo que reduce la posibilidad de que otras especies puedan reemplazar su rol ecológico. Esto genera una mayor afectación en el mantenimiento del ecosistema. La **Tabla 5** y **Figura 15**, resumen los resultados obtenidos, los cuales son detallados a continuación:

Tabla 5. Índices funcionales con respecto a las vías

Vía	FRic	FEve	FDiv	FDis
Santa Elena	19.10	0.73	0.66	3.45
Las Palmas	10.30	0.79	0.85	3.75
Variante Las Palmas	20.09	0.70	0.74	3.56
Seminario Portal Occidente	10.86	0.81	0.77	3.55
Calzada Sajonia	3.15	0.89	0.72	2.53
Total	31.52	0.60	0.76	3.62

Nota: Riqueza-Fric, Uniformidad-FEve, Divergencia- FDiv y Especialización-FDis

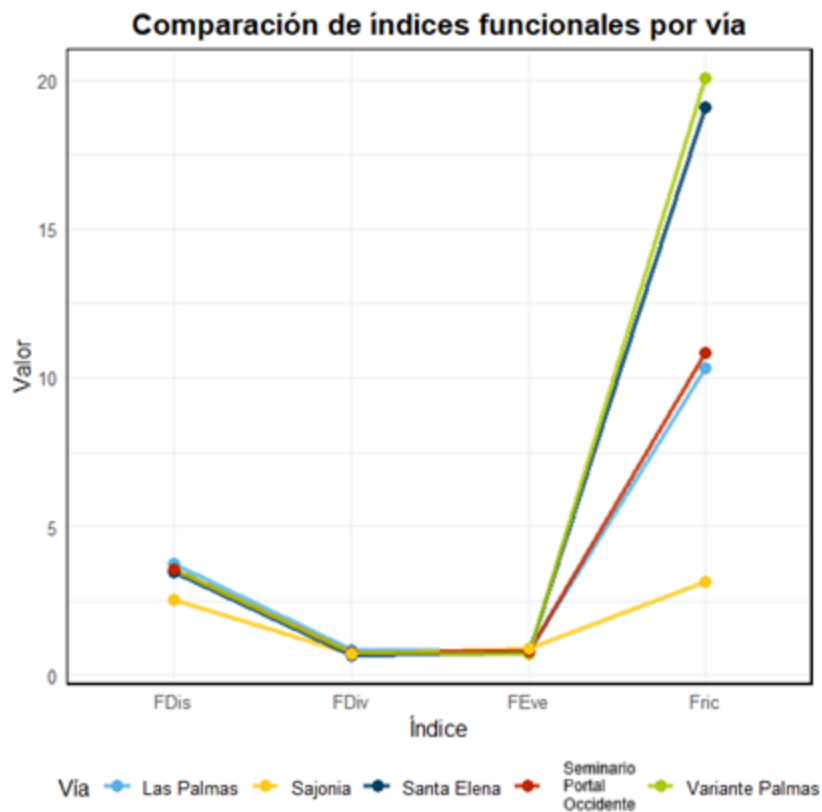


Figura 15. Comparación de índices funcionales por vía

Riqueza funcional (FRic)

La vía con mayor riqueza funcional fue variante las palmas (20.08) siendo este un resultado esperado dado que es la vía con mayor número de especies atropelladas, por tanto se infiere que existe mayor diversidad funcional. Por otro lado, las especies encontradas en Doble Calzada Sajonia tienen asociada una baja riqueza funcional (3.14) sin embargo, se recomienda tomar con cautela dichos resultados dada la poca cantidad de registros. Una alta riqueza funcional indica que los rasgos funcionales de las especies atropelladas tienen un espacio funcional amplio ocupado. Esto también supone que, los recursos potencialmente disponibles del medio están siendo explotados.

Ahora bien, en relación con el atropellamiento de fauna silvestre, es posible inferir que debido a la colisión con vehículos se perdieron especies que aportan al equilibrio de los ecosistemas. Una alta riqueza funcional perdida es también diversidad de funciones ecológicas que dejan de prestarse en el ecosistema.

Equitatividad funcional (FEve)

Los valores de este índice oscilan entre 0 y 1. Por lo que el valor de 0.60 es un valor bajo, considerando que todas las vías tienen valores por encima de 0.70. Para todas las vías hay una alta uniformidad en los rasgos funcionales. Sin embargo, la vía con el valor más alto de equitatividad funcional fue Doble Calzada Sajonia (0.89) **Tabla 5** pudiendo estar mediado por la no presencia de especies dominantes. Este resultado muestra que, dentro del espacio funcional, los rasgos se encuentran uniformemente distribuidos. Es un resultado que refuerza la afirmación de que la vía afecta a las especies de manera no selectiva, puesto que los rasgos funcionales se pierden de manera uniforme, conllevando a una baja desproporción sobre un rasgo en particular. Esto, inicialmente puede traducirse con que hay menor riesgo de que una función ecológica, a partir de un rasgo funcional, pueda estar más afectada que otra.

Aunque los atropellos ocurran, las funciones no están desbalanceadas porque las especies afectadas están distribuidas uniformemente en términos funcionales. Esto reduce el riesgo de un colapso en una función ecológica particular, debido a que no hay un grupo funcional desproporcionalmente afectado. Sin embargo, la acumulación de atropellos en el tiempo puede reducir dicha equitatividad funcional comenzando a presentar desequilibrios. No se debe pasar por alto que especies funcionalmente importantes ya están siendo eliminadas de los ecosistemas por el impacto de atropellamiento.

Divergencia Funcional (FDiv)

Los valores de este índice oscilan entre 0 y 1. Para todas las vías, el promedio de 0.76 corresponde a un valor alto **Tabla 5**. Representa que hay una alta diferenciación de nichos producto de la distribución de las especies. Esto conlleva que haya menos competencia por recursos. Las especies más dominantes o abundantes se encuentran en los extremos del espacio funcional, es decir, las especies tienen rasgos funcionales diferentes que también conducen a la prestación de diferentes funciones ecológicas.

Al perder especies con disimilitud en sus nichos funcionales el ecosistema se vuelve vulnerable ante factores ambientales (Jaksic & Marone, 2007). De esta manera, el atropellamiento de fauna tiene el potencial de afectar la estabilidad de los ecosistemas porque se pierden especies dominantes en lugares donde otras especies no prestan las mismas funciones.

En la vía Las Palmas, las especies atropelladas son las que tienen un nicho funcional más diferenciado, los animales atropellados en esta vía tenían asociadas características funcionales muy diferenciadas, esto puede estar favorecido por la presencia de rasgos especializados. Por el contrario, la vía Santa Elena tiene la menor divergencia funcional (0.66) **Tabla 5**, posiblemente las especies atropelladas cumplen las mismas funciones, y se encuentran cercanas en el espacio funcional, en este caso, las especies atropelladas en Santa Elena no tienen roles funcionales diversos, de esta manera el ecosistema adyacente a la vía de Santa Elena puede ser mucho más estable porque hay especies que pueden suplir las funciones perdidas, caso contrario de lo que ocurre en la vía Las Palmas.

Especialización funcional (FDis)

Los valores de este índice no tienen una escala o rango de valores. El promedio de 3.62, indica que vías como Las Palmas **Tabla 5** tienen mayor diversidad funcional, las especies atropelladas en dicha vía cumplían funciones diferentes en su mayoría, es decir, se resalta la presencia de especies especialistas, por otro lado, las vías restantes tienen asociadas especies que cumplen funciones similares donde posiblemente dominen especies generalistas. Sin embargo, los resultados de este índice están orientados a la similitud o contraste de roles funcionales, donde no se relaciona necesariamente con especies generalistas o especialistas.

Los ecosistemas más vulnerables ante intervenciones son aquellos que han perdido especies con roles funcionales muy únicos, donde otras especies no cuentan con los mismos rasgos funcionales que puedan sustituir las funciones ecológicas por otros animales (Jaksic & Marone, 2007). De esta manera, los ecosistemas con mayor estabilidad por las funciones ecológicas de las especies son los que se encuentran adyacentes a la vía Santa Elena, Variante Palmas, Seminario Portal Occidente y Doble calzada Sajonia.

3.3.3 Zonas de acumulaciones significativas de atropellamiento de fauna

La conformación de las zonas de acumulación de atropellamiento mediante los métodos considerados presentó resultados diferentes. El método seleccionado fue SIRIEMA elegido a partir del desempeño del modelo evaluado por medio de la matriz de confusión (Ver capítulo 2). Por otro lado, bajo los parámetros establecidos para el cálculo de los hotspot, la vía Doble Calzada Sajonia no presentó una significancia estadística con ningún método, lo que se atribuye al bajo número de reportes de atropellamiento de fauna silvestre. En este sentido, se reconoce que la información actual aún es insuficiente para elaborar un diagnóstico robusto del impacto, por lo que se requiere una mayor recopilación de datos que permita caracterizar adecuadamente la problemática en esta vía.

3.3.3.1 SIRIEMA

Producto del análisis de K Ripley, se evalúa la distribución de los datos, presentado en la **Figura 16**, permitiendo conocer los segmentos de la carretera donde el atropellamiento de fauna es significativo. En este caso, la línea roja (L) que se encuentra por encima la línea verde (UCL) hace referencia a aquellos kilómetros de la vía donde el impacto ocurre de manera significativa. Sin embargo, no necesariamente corresponde a zonas con hotspot. Este paso fue necesario para identificar la primera distancia significativa para el análisis de hotspot.



Figura 16. Gráficas de K Ripley para cada vía de la Concesión Túnel Aburrá Oriente

A partir de las gráficas de K Ripley se evidenció que, en cada una de las vías evaluadas existe significancia estadística del impacto de atropellamiento a una distancia de 100m. Este hallazgo justifica la selección de dicho valor como radio para agrupar eventos de atropellamiento en la conformación de hotspot. Los hotspot calculados con este radio se presentan en la **Figura 17, 18, 19 y 20** correspondientes a cada una de las vías.

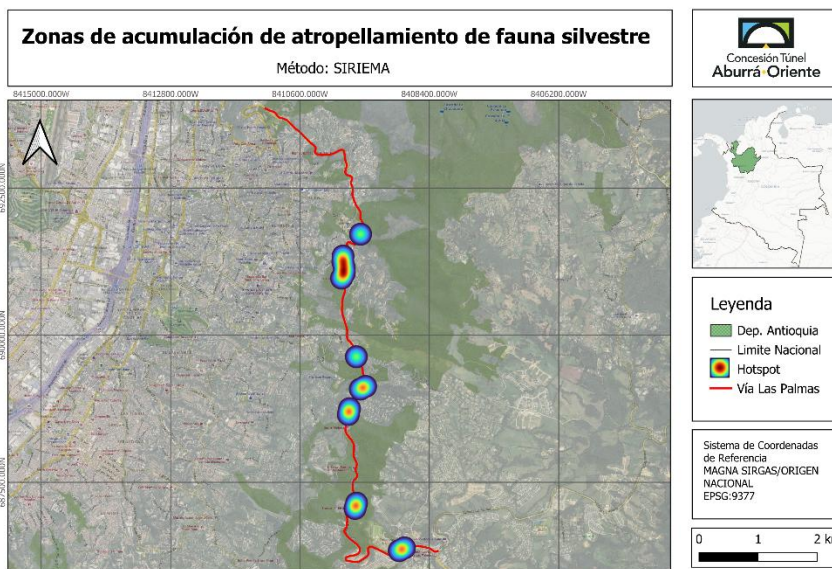


Figura 17. Zonas de acumulación de atropellamiento de fauna en Las Palmas por SIRIEMA

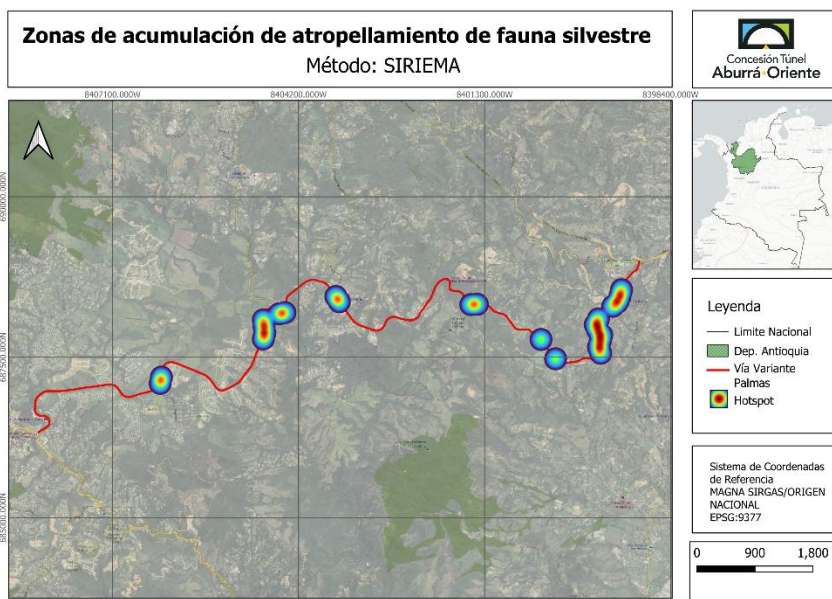


Figura 18. Zonas de acumulación de atropellamiento de fauna en Variante Las Palmas por SIRIEMA

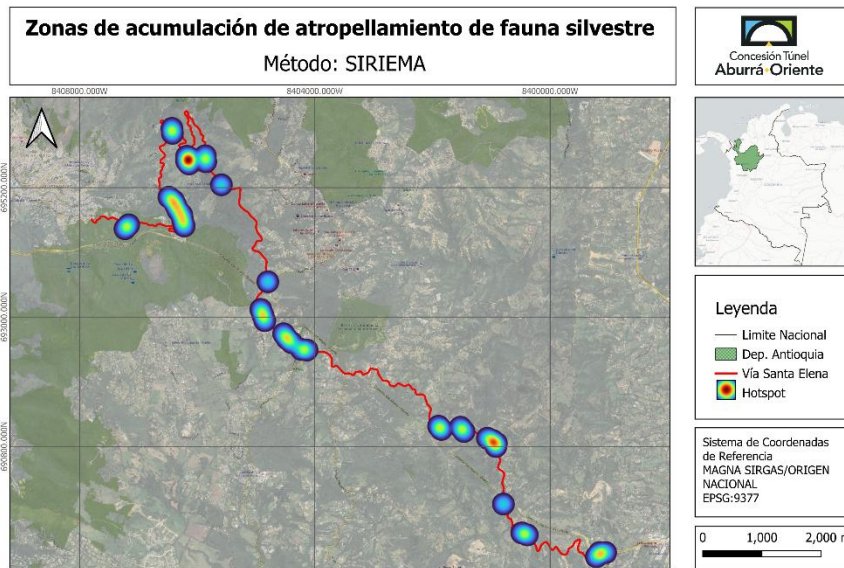


Figura 19. Zonas de acumulación de atropellamiento de fauna en Santa Elena por SIRIEMA

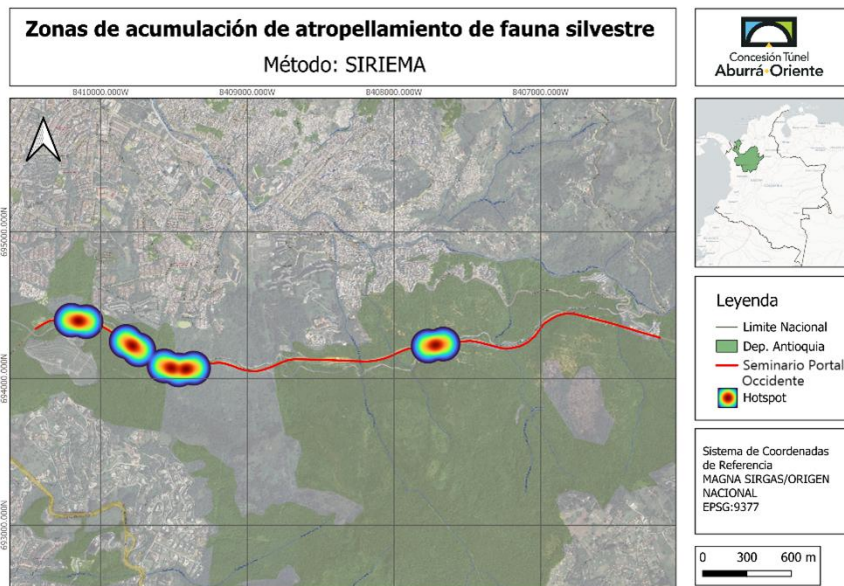


Figura 20. Zonas de acumulación de atropellamiento de fauna en Seminario Portal Occidente por SIRIEMA

En total se identificaron 107 puntos críticos de atropellamiento, distribuidos en las vías presentadas en la **Tabla 6**.

Tabla 6. PR de los hotspot identificados con SIRIEMA

Vía	PR	Latitud Longitud	Respuesta Hotspot
Las Palmas	8+410	6.201146398, -75.54451818	0.89
	8+950 al 9+401	6.198391646, -75.54705511 al 6.19456841, -75.54720566	3.7
	10+763	6.182939865, -75.54507051	1.76
	11+331 al 11+474	6.178634263, -75.54343685 al 6.178054678, -75.54458205	1.75
	11+855 al 11+987	6.175219857, -75.54607454 al 6.174057143, -75.54634139	3.9
	13+540 al 13+684	6.160944915, -75.545 al 6.159966445, -75.54557793	2.53
	15+991 al 16+151	6.153456378, -75.53883599 al 6.154126882, -75.53761945	2.83
	Variante Palmas	0+532 al 0+865	6.173543283, -75.45092239 al 6.17102132, -75.45229194
1+143 al 1+764		6.169383792, -75.45416714 al 6.164467226, -75.45389116	2.68
2+555		6.163755703, -75.46018522	2.5
2+958		6.166460538, -75.46225974	2.64
4+147 al 4+269		6.171407696, -75.47106089 al 6.171327741, -75.47214004	3.61
7+174 al 7+310		6.171645111, -75.49044556 al 6.172662966, -75.49113505	3.68

	8+479 al 8+596	6.170250348, -75.49808068 al 6.170063359, -75.49903523	2.49
	8+966 al 9+301	6.16935562, -75.50118395 al 6.16638991, -75.50123006	13.68
	11+587 al 11+709	6.161298797, -75.51543779 al 6.160215742, -75.51562225	2.7
Santa Elena	3+734 al 3+845	6.226550646, -75.52346061 al 6.227149987, -75.52282161	1.75
	5+235 al 5+846	6.226891224, -75.51434717 al 6.231371357, -75.51673898	1.62
	7+936 al 8+049	6.241818393, -75.51624185 al 6.240996157, -75.51613863	1.67
	8+734 al 9+041	6.237585777, -75.5139795 al 6.237214355, -75.51335038	1.41
	10+937	6.236682258, -75.51108915	2
	11+434	6.233187221, -75.5086802	1.82
	13+729	6.218466156, -75.50160694	0.92
	14+311 al 14+529	6.214354065, -75.50266099 al 6.212498945, -75.50206334	2
	14+916 al 15+130	6.21061318, -75.49924809 al 6.209224165, -75.49792611	2
	15+315 al 15+426	6.208305746, -75.49653195 al 6.208072166, -75.49556852	0.9
	18+739 al 18+856	6.196557663, -75.4755379 al 6.196001493, -75.47510464	2.04
	19+240 al 19+350	6.19638643, -75.47219919 al 6.195733584, -75.47159172	2.5
	19+837 al 20+147	6.194718633, -75.46811863 al 6.193416025, -75.46682406	8.62

	21+237	6.184719623 al -75.46562843	0.9
	21+926 al 22+034	6.180324176, -75.46282421 al 6.179964252, -75.46191677	3
	24+235 al 24+445	6.17668629, -75.45142362 al 6.177334617, -75.44995853	2
Seminario Portal	1+221 al 1+335	6.225591649, -75.55019456 al 6.225482025, -75.54916994	5.29
Occidente	1+633 al 1+743	6.224321247, -75.54678442 al 6.223772436, -75.5459557	3.42
	1+938 al 2+149	6.222828598, -75.54446979 al 6.222716456, -75.54260973	10.32
	3+774 al 3+886	6.224034235, -75.52830186 al 6.224162304, -75.52729786	13.1

3.3.3.2 Autocorrelación espacial

Mediante la técnica de autocorrelación espacial, sólo se identificó significancia estadística para la vía de Las Palmas. El radio significativo identificado mediante Moran's I correspondió a una distancia de 5210m, generando que las zonas de acumulación de atropellamiento no se representen adecuadamente, ya que generó hotspot muy extensos en zonas donde no necesariamente hay gran cantidad de eventos de atropellamiento **Figura 20.**



Figura 20. Zonas de acumulación de atropellamiento de fauna en Las Palmas por Autocorrelación espacial

Este enfoque es más efectivo en vías con una mayor extensión y densidad de datos. En el presente caso, el uso de un radio de 5210 m en una vía de aproximadamente 11 km de longitud genera una cobertura amplia, lo que favorece la formación de hotspot extensos. Esta condición puede comprometer la precisión en la identificación de los tramos prioritarios para la implementación de medidas de mitigación.

3.3.3.3 Getis Ord G_i^*

Para la identificación de zonas de acumulación de atropellamiento, este método presenta una particularidad sobre la extensión de los hotspot, teniendo una tendencia a ser puntuales en lugar de extensos, esto debido a que este análisis requiere como parámetro de entrada ubicaciones alineadas y ponderadas, en lugar de puntos individuales.

Esta técnica presenta una limitación en la agrupación de eventos con menos de 30 datos, lo que incrementa el sesgo en la generación de hotspot y, en consecuencia, la incertidumbre en la identificación de tramos críticos de atropellamiento, por lo cual, la vía Doble Calzada Sajonia no fue incluida en este análisis con la cantidad limitada de datos.

En los análisis realizados, no se identifican puntos calientes con un nivel de confianza del 99%, lo que indica la ausencia de tramos viales con agrupaciones altamente inusuales.

Los hotspot calculados se presentan en la **Figura 21, 22, 23 y 24** correspondientes a cada una de las vías.

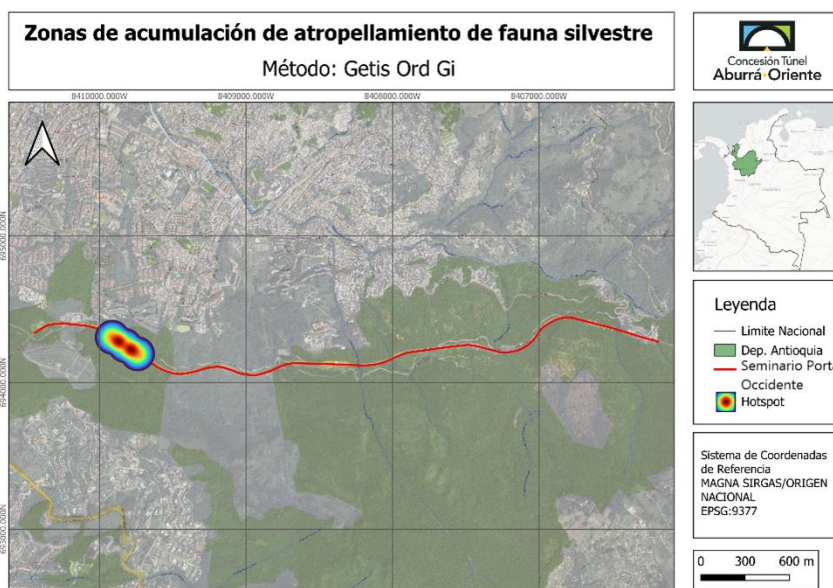


Figura 21. Zonas de acumulación de atropellamiento de fauna en Seminario Portal Occidente por GETIS ORD GI*



Figura 22. Zonas de acumulación de atropellamiento de fauna en Las Palmas por GETIS ORD GI*

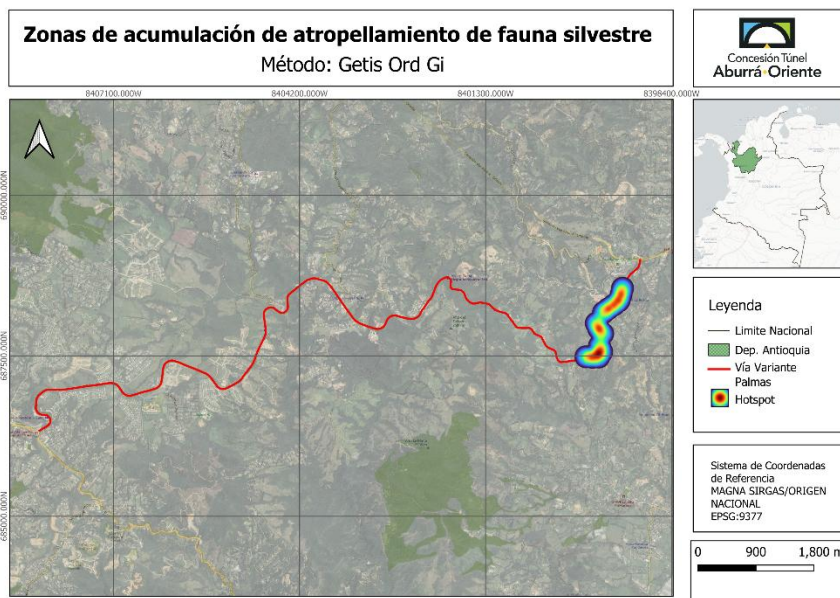


Figura 23. Zonas de acumulación de atropellamiento de fauna en Variante Las Palmas por GETIS ORD GI*

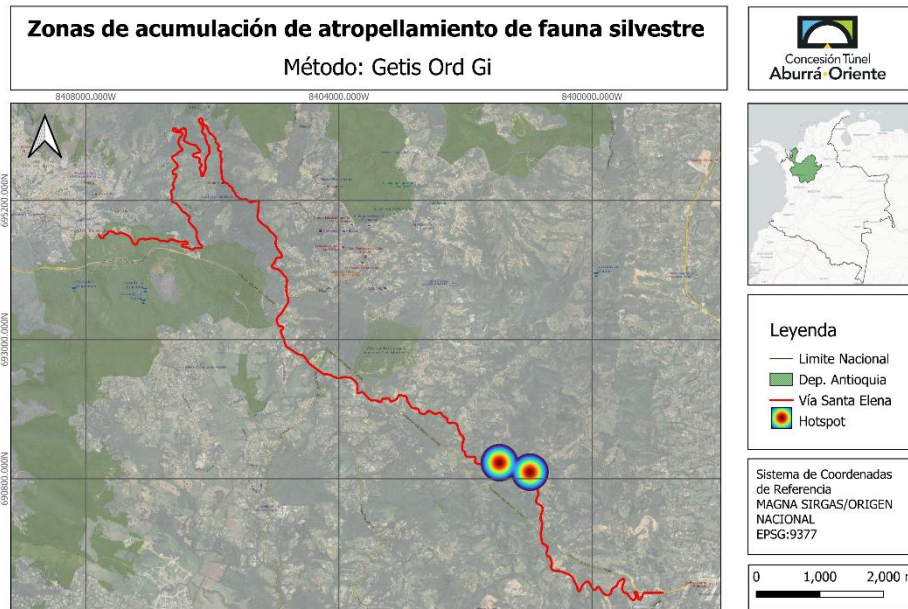


Figura 24. Zonas de acumulación de atropellamiento de fauna en Santa Elena por GETIS ORD GI*

3.3.3.4 Kernel Density Estimation Plus

El método KDE+ presentó significancia estadística en múltiples tramos que coinciden con los resultados obtenidos mediante los otros métodos, particularmente en las vías Las Palmas y Seminario Portal Occidente, los hotspot identificados presentan una alta correspondencia con aquellos generados por el análisis de Getis Ord Gi*. Además, se evidenció que este método delimita mayormente la intensidad de los puntos críticos, descartando zonas poco intensas de atropellamiento. Los hotspot calculados se presentan en la **Figura 25, 26, 27 y 28** correspondientes a cada una de las vías

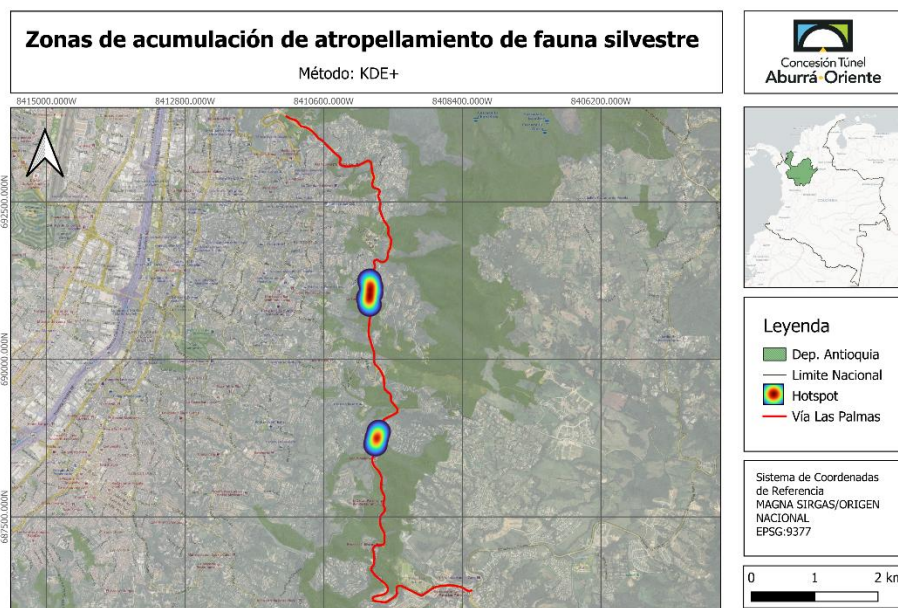


Figura 25. Zonas de acumulación de atropellamiento de fauna en Las Palmas por KDE+

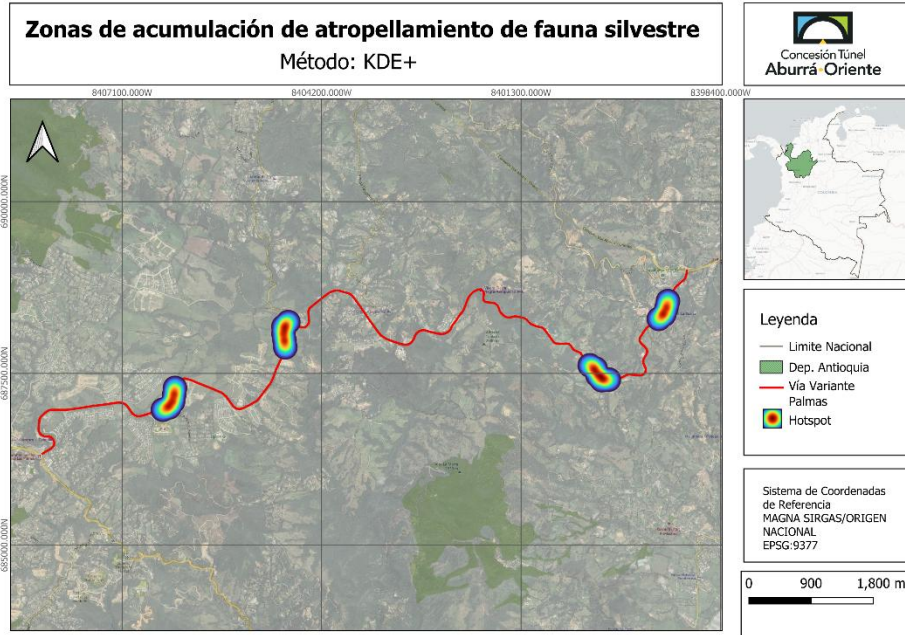


Figura 26. Zonas de acumulación de atropellamiento de fauna en Variante Las Palmas por KDE+

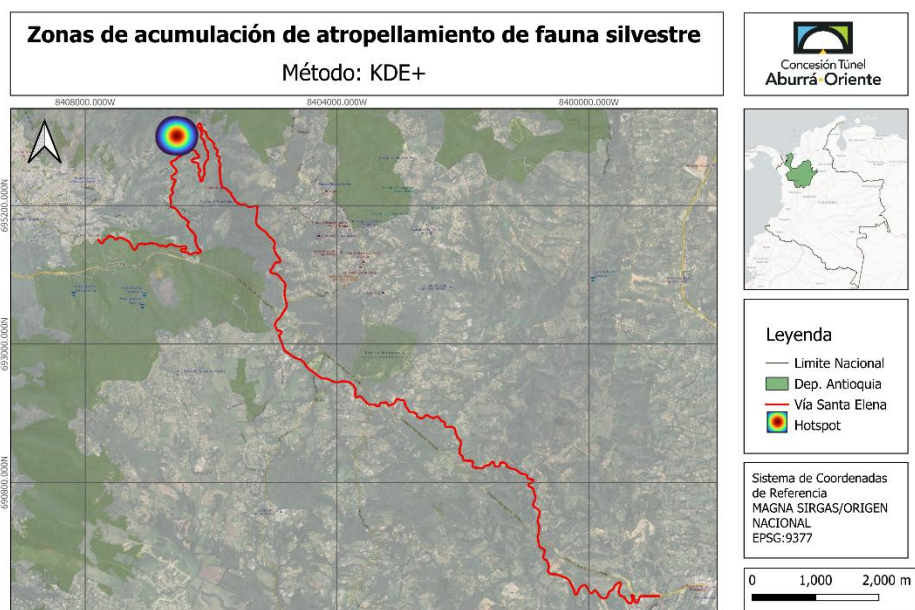


Figura 27. Zonas de acumulación de atropellamiento de fauna en Santa Elena por KDE+

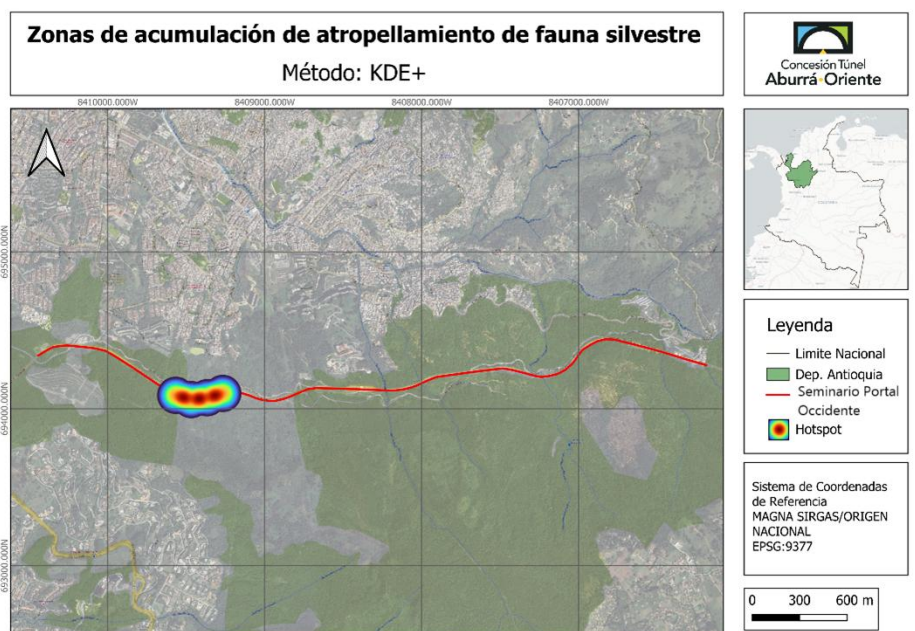


Figura 28. Zonas de acumulación de atropellamiento de fauna en Seminario Portal Occidente por KDE+

3.3.4 Índice kilométrico de atropellamiento

La estimación de la tasa de atropellamiento en toda la red vial de la Concesión se presenta en la **Tabla 7**, se observa que anualmente mueren cerca de 1.023 individuos, donde la clase más afectada son las aves con una tasa de atropellamiento de 569 individuos al año. Los animales pequeños tienen una mayor tasa de atropellamiento debido a la dificultad en su detección y tiempo de permanencia más bajo. En relación con el grupo taxonómico de aves, se evidencia que las tasas de atropellamiento de los animales grandes (283 individuos/año) y pequeños (286 individuos/año) fueron similares, puesto que, aunque los animales grandes tienden a ser más fáciles de detectar en comparación con los pequeños, se registró mayor número de individuos (más de la mitad de los animales pequeños). Con respecto a la clase de mamíferos y reptiles se evidenció un patrón de variación entre las tasas de atropellamiento según la masa corporal **Tabla 7**.

Tabla 7. Tasas de atropellamiento según clase taxonómica y masa corporal

Grupo taxonómico	Animales grandes				Animales pequeños				Total, tasa de atropellamiento al año
	P	Tr	N	Tasa de atropellamiento	P	Tr	N	Tasa de atropellamiento	
Aves	0.60	3	48	283	0.30	2	20	286	569
Mamíferos	0.60	4	16	75	0.40	2	19	209	284
Reptiles	0.60	3	2	12	0.30	2	11	158	170
Total									1.023

Nota: P = Probabilidad de detección, Tr = Tiempo de remoción en días, N = número de registros de atropellamiento.

Con esta información, es posible establecer una base de conocimiento que permita identificar como cambian las tasas de atropellamiento en el tiempo. Asimismo, es útil para evaluar la efectividad de un proceso de prevención y mitigación al impacto.

4. Capítulo 2

El análisis geoespacial del atropellamiento de fauna es una etapa importante para comprender la relación de la fauna con el entorno de una red vial, particularmente, en términos de variables ambientales y técnicas de la infraestructura. Este enfoque permite un análisis integral del impacto, puesto que se consideran elementos no solo de índole ambiental, que son frecuentemente incluidos en estudios (Clevenger et al., 2003; Martins et al., 2023; Kent et al., 2021), sino también propias de la carretera que, por el contrario, tienen una aplicación más limitada. Este acercamiento permite mejorar el entendimiento sobre la conformación de zonas de acumulación significativa de atropellamiento en unos tramos específicos de carretera. Reconocer estos factores posibilita centrar esfuerzos para orientar medidas de prevención y mitigación, en función de las condiciones específicas del territorio. En este sentido, los resultados obtenidos no solo contribuyen a fortalecer las estrategias de conservación de la biodiversidad, sino también a evaluar y reestructurar las acciones actualmente implementadas en el proyecto vial, proponiendo nuevos enfoques de manejo.

Considerando lo anterior, este capítulo se estructuró con el propósito de dar respuesta al objetivo específico número dos, denominado "*Determinar la relación existente entre variables ambientales y técnicas de la vía con respecto a los lugares de mayor concentración de atropellamiento de fauna silvestre para orientar medidas de manejo*". Desde el apartado metodológico, se describe el proceso de descarga y procesamiento de información, la construcción de mapas de conectividad ecológica, generación de matriz con variables ambientales y técnicas, y finalmente, la inclusión de dicha información en el modelo de aprendizaje automático (Machine Learning – ML) de Random Forest para determinar relaciones predictivas entre estas variables y la presencia de hotspot de atropellamiento, estimados anteriormente (Ver Capítulo 1). Asimismo, en cuanto a los resultados, se presentan los productos derivados de cada etapa metodológica, que orientan las implicaciones para la conservación de fauna silvestre en un entorno de infraestructura vial.

3.4 Marco metodológico

El análisis de caracterización se abordó considerando aspectos ambientales y técnicos de las carreteras. En esta sección se describe la metodología empleada para el procesamiento de las variables y la selección de las características potenciales asociadas a las zonas de acumulación de atropellamiento de fauna silvestre (Ver Capítulo 1). Además, se evaluó el rendimiento del algoritmo Random Forest para determinar el método más adecuado para agrupar eventos de atropellamiento.

3.4.1 Caracterización de variables

La caracterización de variables comprendió el proceso de recopilación, procesamiento y transformación de datos espaciales, con el propósito de ajustar la información a un formato simple para ingresar al modelo de (Machine Learning – ML). En la mayoría de los casos, las capas descargadas no podían ser utilizadas directamente, por lo que fue necesario generar nuevas capas derivadas de procesamientos (González-Vélez, 2021), como se detalla a continuación.

Recopilación y procesamiento

Se consultaron diversas fuentes oficiales y académicas para la obtención de datos geoespaciales, priorizando aquellas con una resolución espacial igual o inferior a 30m (para datos ráster). La **Tabla 8** presenta un resumen de las variables recopiladas, el procesamiento aplicado a cada una, el año de referencia y la fuente correspondiente.

Finalmente, las capas generadas en formato ráster contaron con una resolución de 10m y fueron re proyectadas al Sistema de Referencia de Coordenadas (SRC) Magna-Sirga Origen Nacional EPSG:9377, mediante la herramienta *alinear ráster* de QGIS permitiendo uniformar la extensión, resolución y alineación de píxeles.

Tabla 8. Variables empleadas para selección de características

Tipo de variable	Capa descargada	Capa generada	Año	Referencia
	Pérdida de Bosque	Distancia a pérdida de bosque	2023	(Hansen et al., 2013)

	Frontera agrícola	Distancia a frontera agrícola	2024	(UPRA, 2025)
	Drenaje sencillo	Distancia a Drenaje sencillo	2022	
	Vías	Distancia a vías	2022	(IGAC, 2022a)
Ambiental	RUNAP	Distancia a RUNAP		(Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2025)
	Bosque no Bosque	Distancia a Bosque	2022	(IDEAM, 2023)
	Modelo de Elevación Digital - DEM	Pendiente Aspecto	2011	(NASA, s. f.)
	Altura de dosel	Altura de dosel	2019	(Potapov et al., 2021)
	Cobertura terrestre	Cobertura arbórea, Matorral, Pastizal, cultivos, suelo desnudo y construido	2021	(ESA, s. f.)
	Imágenes satelitales	-Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) -Green Normalized Difference Vegetation Index (GNDVI) -Advanced Vegetation Index (AVI) -Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI) -Normalized Difference Moisture Index (NDMI) -Moisture Stress Index (MSI) -Green Coverage Index (GCI)	2024	(ESA, 2015)

		-Normalized Burned Ratio Index (NBRI)		
		-Bare Soil Index (BSI)		
		-Normalized Difference Water Index (NDWI)		
Técnica	Vía	Ángulo de curvas horizontales	s.f	Elaboración propia
	Obras de arte vial (autogenerada)	Distancia a muros, Jersey, Defensas metálicas, Gaviones y desniveles Perfil de oclusión	New 2024	Elaboración propia
	Tipos de curva (autogenerada)	Índice de visibilidad	s.f	(Cuckovic, 2016)

Euclidean distance

Para estimar la proximidad de un punto de interés con respecto a una variable, se empleó la herramienta *Euclidean Distance* de ArcMap. Esta herramienta permite generar una superficie de valores continuos de distancia mínima al objeto definido, representados en cada celda.

La distancia euclidiana entre dos objetos de interés (x,y) en un espacio de n dimensiones donde su distancia d se define por el siguiente modelo matemático (Hernandez et al., 2015):

$$d(x,y) = \sqrt{(x_1 - y_1)^2 + \dots + (x_n - y_n)^2}$$

Modelo de Elevación Digital – DEM

Se utilizó un Modelo Digital de Elevación (DEM por sus siglas en inglés) con una resolución espacial de 12m, el cual representa la altitud de la superficie terrestre en relación con el nivel medio del mar. Este insumo constituyó la base para la obtención de variables

topográficas claves (Majka et al., 2007). Mediante herramientas de análisis ráster en QGIS 3.40, se derivaron dos capas:

- **Pendiente:** se calculó el ángulo de inclinación del terreno en cada celda del ráster, basado en las diferencias altitudinales entre celdas vecinas. Los valores se reclasificaron de acuerdo con IGAC (2022) **Tabla 9**.

Tabla 9. Reclasificación de pendientes

Valores en porcentaje	Clasificación
0-3	A nivel
3-7	Ligeramente inclinado
7-12	Moderadamente inclinado
12-25	Ligeramente empinado
>50	Fuertemente empinado

- **Aspecto:** a partir del análisis de pendientes, se deriva la capa de aspecto o exposición, la que representa la orientación cardinal de la pendiente. El aspecto se expresa en grados: 0° indica orientación norte, 90° este, 180° sur y 270° oeste. Esta variable permite identificar zonas con mayor exposición solar, lo cual puede tener implicaciones en la preferencia de hábitat de algunas especies (Théry, 2001).

Índices espectrales

Sentinel-2 es una misión de observación terrestre desarrollada por el programa europeo Copernicus. La misión proporciona imágenes multispectrales con una resolución espectral de 13 bandas, resolución espacial de hasta 10m y una frecuencia temporal de cinco días en el Ecuador, convirtiéndose en una excelente fuente de información (Copernicus, 2015). La **Tabla 10** presenta las características de las bandas espectrales utilizadas.

Tabla 10. Bandas espectrales Sentinel 2

Bandas	Longitud de onda central (μm)	Resolución espacial (m)
Banda 1 – coastal aerosol	0.443	60
Banda 2 - azul	0.490	10
Banda 3 – verde	0.560	10
Banda 4 – rojo	0.665	10
Banda 5 – Vegetation Red Edge	0.705	20
Banda 6 – Vegetation Red Edge	0.740	20
Banda 7 – Vegetation Red Edge	0.783	20
Banda 8 – NIR	0.842	10
Banda 8A – Vegetation Red Edge	0.865	20
Banda 9 – Vapor de agua	0.945	60
Banda 10 – SWIR – cirros	1.375	60
Banda 11 – SWIR	1.610	20
Banda 12 - SWIR	2.190	20

Para la obtención de imágenes, se utilizó Google Earth Engine (GEE) (Google Earth Engine, 2015) descargando los productos del nivel 2A (L2A). El rango temporal definido fue del 20 de enero al 01 de julio de 2024, coincidiendo con el periodo de los censos de atropellamiento (Ver Capítulo 1). Para asegurar la calidad de las imágenes, se excluyeron aquellas con un porcentaje de nubosidad superior al 20%. En los casos en que las nubes se encontraban dentro del polígono de estudio, se aplicó una corrección mediante la capa de clasificación de escenas (*Scene Classification Layer, SCL*), eliminando píxeles contaminados por nubes o sombras. Una vez corregidas y estabilizadas las imágenes, se generó una composición multitemporal sobre la cual se calcularon diez índices espectrales, según lo propuesto por franzpc (2021).

Tabla 11. Índices espectrales de Sentinel 2

Índice	Ecuación	Uso
NDVI	$\frac{B8 - B4}{B8 + B4}$	Resalta el estado de la vegetación en término de salud y densidad.
GNDVI	$\frac{B8 - B3}{B8 + B3}$	Es una modificación del NDVI. Determina la captación de agua y nitrógeno de la vegetación, relacionado con la actividad fotosintética.
AVI	$[B8 * (1 - B4) * (B8 - B4)]^{1/3}$	Evalúa la densidad y productividad de la vegetación, útil para destacar diferencias en la misma.
BSI	$\frac{(B11 + B4) - (B8 + B2)}{(B11 + B4) + (B8 + B2)}$	Mejora la identificación de las zonas de suelo desnudo y de vegetación.
SAVI	$\frac{B8 - B4}{B8 + B4 + 0.428} * 1.428$	Analiza la vegetación con una corrección de luminosidad del suelo donde hay poca cobertura.
NDMI	$\frac{B8 - B11}{B8 + B11}$	Analiza el contenido de agua de la vegetación.
NBRI	$\frac{B8 - B12}{B8 + B12}$	Detecta áreas quemadas y recuperación de la vegetación ante incendios.

MSI	$\frac{B11}{B8}$	Determina el contenido de humedad en vegetación, resaltando zonas con estrés o déficit hídrico en la cobertura.
GCI	$\frac{B9}{B3} - 1$	Estima el contenido de clorofila en la vegetación.

Conectividad ecológica

Con base en los registros de atropellamiento (Ver Capítulo 1), se seleccionaron tres especies con diferentes hábitos de desplazamiento (terrestre, arborícola y de dosel) para modelar su conectividad ecológica y determinar los tramos de vía que interrumpen los caminos naturales. Las especies elegidas fueron: Zorro Perro (*Cerdocyon thous*) como especie de desplazamiento terrestre, Puercoespín (*Coendou prehensilis*) con hábito arborícola y Barranquero (*Momotus aequatorialis*) como especie de dosel.

- ***Cerdocyon thous* (Zorro perro):** Es el cánido con mayor distribución en América del Sur, presente en una amplia variedad de ecosistemas que abarcan desde el nivel del mar hasta altitudes cercanas a los 3.200 msnm (López et al., 2022). Esta especie se caracteriza por su comportamiento generalista, tanto en términos de hábitat como de dieta, que incluye invertebrados, pequeños vertebrados y carroña. Presenta una masa corporal promedio de aproximadamente 5.240 gramos (Wilman et al., 2014). Debido a estas características ecológicas y comportamentales, *C. thous* se encuentra expuesto a un alto riesgo de atropellamiento. Además, la colisión con esta especie puede representar un riesgo para la seguridad vial.

Dada su amplitud en el rango de movilidad y su capacidad de adaptarse a paisajes intervenidos, *C. thous* tiene un papel potencialmente relevante en la conservación de la conectividad ecológica, actuando como especie facilitadora del movimiento de pequeños y medianos mamíferos en paisajes antropizados (Gatti et al., 2006; Rocha et al., 2004).

- ***Coendou rufescens*** (Puercoespín): De hábitos predominantemente nocturnos y solitarios, presenta un comportamiento arborícola y durante el día utiliza cavidades de árboles o ramas para descansar (Ríos-Soto et al., 2021). Su dieta se compone principalmente de frutos y materia vegetal, lo que refuerza su papel como frugívoro dentro del ecosistema. Posee una masa corporal promedio de aproximadamente 4.400 gramos (Wilman et al., 2014).

A pesar de sus hábitos arborícolas, *C. rufescens* no está exenta del riesgo de atropellamiento. Esta especie desciende al suelo por razones relacionadas con la búsqueda de alimento, actividades reproductivas, competencia o búsqueda de refugio. Esta conducta incrementa su vulnerabilidad en territorios donde los parches de hábitat se encuentran separados por infraestructuras viales. Se ha registrado su presencia en paisajes altamente fragmentados, incluyendo bosques perturbados y áreas con escasa cobertura arbórea (Marineros-Sánchez et al., 2018).

- ***Momotus aequatorialis*** (Barranquero): Esta especie se distribuye en altitudes desde los 1000 hasta 3100 msnm, considerada una especie montañosa (Greeney et al., 2006). Su dieta se basa principalmente en invertebrados, aunque también incluye pequeños vertebrados y frutos (Gómez-Hoyos et al., 2015) Presenta una masa corporal promedio de aproximadamente 160 gramos.

A pesar de que la modelación de la conectividad ecológica en aves puede representar un mayor nivel de complejidad en comparación con otros grupos taxonómicos (principalmente debido a la escasez de estudios específicos que dificultan la identificación de variables clave y parámetros adecuados para su representación espacial) en este estudio se llevó a cabo la construcción de un mapa de conectividad **Figura 49** para *M. aequatorialis*, teniendo como referencia algunos enfoques presentados por autores como Grafius et al. (2017), Xu et al. (2019) y Linero-Triana et al. (2023).

M. aequatorialis presenta comportamientos y preferencias que facilitan su análisis espacial. Se han documentado eventos de anidación en proximidad

a carreteras, así como una afinidad por zonas con pendiente donde utiliza cavidades naturales como sitios de refugio o nidificación (León & Felipe, 2024). La especie tiene cierto grado de tolerancia a las modificaciones del hábitat (Vichicela-Albán, 2019), lo que permite su persistencia en paisajes fragmentados y alterados por actividades humanas. Además, de encontrarse en zonas de vegetación densa o vegetación secundaria mayor a 8m (Rivera, 2003). Finalmente, su comportamiento de forrajeo en estratos bajos del bosque incrementa su vulnerabilidad al atropellamiento, particularmente en áreas donde los elementos del hábitat se encuentran interrumpidos por vías.

Para modelar la conectividad ecológica, fueron utilizadas las variables: Cobertura, NDVI, Pendiente, Distancia a ríos, vías y bosque, para las tres especies. Mientras que, para *M. aerquiatorialis* y *C. rufescens* se utilizó una variable adicional: Altura de dosel. Para cada mapa de conectividad los valores de resistencia variaron según las especies. Estas variables han sido identificadas por diversos autores como relevantes en la presencia de especies y frecuentemente utilizadas en modelos de nicho ecológico o de distribución de hábitat (Faria-Corrêa et al., 2009; Tenorio et al., 2023; Rivera, 2003; León & Felipe, 2024; Rios-Soto et al., 2021; Sánchez, 2017).

Mapa de resistencia

El mapa de resistencia representa espacialmente la dificultad que enfrenta una especie al desplazarse por el paisaje. Las variables recopiladas para cada especie fueron alineadas espacialmente y reescaladas a una resolución de 10m. Cada variable fue reclasificada en un número reducido de categorías, para facilitar su interpretación y minimizar la subjetividad en la asignación de valores de resistencia (Majka et al., 2007). Se utilizó una escala de resistencia de 0 a 100, donde 0 representa una resistencia nula al desplazamiento (es decir, condiciones óptimas para el tránsito de las especies) y 100 indica una resistencia absoluta (es decir, condiciones que imposibilitan o dificultan significativamente el movimiento) (Shirk et al., 2013).

El mapa se realizó en ArcGIS con la herramienta Gnarly Landscapes Utilities (Shirk et al., 2013), integrando los valores de cada categoría de las variables mediante sumas ponderadas. Este producto fue un insumo para trazar la conectividad ecológica.

Mapa de conectividad ecológica

Para modelar la conectividad ecológica fue necesario, en primer lugar, identificar las áreas núcleo o nodos. En este contexto, las áreas pertenecientes al Registro Único Nacional de Áreas Protegidas (RUNAP) se consideran elementos prioritarios, dado que cuentan con figura de protección legal y delimitación espacial definida. Para el presente caso, en la zona de estudio se identificaron las siguientes áreas protegidas **Tabla 12, Figura 29**:

Tabla 12. Áreas protegidas - RUNAP

Nombre	Categoría	Área Km2
Río Nare	Reservas Forestales Protectoras Nacionales	88.118
Mano de Oso	Reserva Natural de la Sociedad Civil	0.015
San Rafael	Reserva Natural de la Sociedad Civil	0.032
La Sagrada Familia	Reserva Natural de la Sociedad Civil	0.103

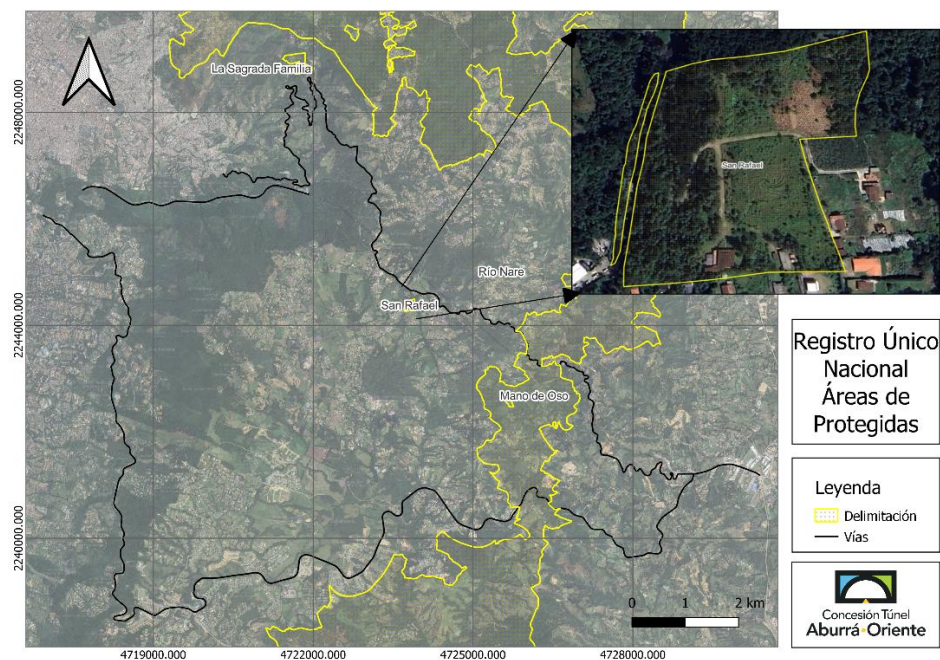


Figura 29. Áreas naturales protegidas – RUNAP presentes en el área de estudio

La **Figura 29** presenta la delimitación de las áreas protegidas dentro del área de influencia de la Concesión. Se observa que, en su mayoría, estas áreas poseen una extensión reducida, con la excepción del área correspondiente a Río Nare. No obstante, debido a su amplia distribución, esta incluye zonas con diferentes niveles de intervención, como viviendas dispersas y vías pavimentadas, lo que puede dificultar la modelación de la conectividad ecológica. Por esta razón, y reconociendo las limitaciones que presentan los registros del RUNAP en este contexto, se implementó una metodología alternativa para la identificación de nodos o áreas núcleo. Esta consistió en la selección de relictos de bosque con un área mayor a cinco hectáreas y con una forma predominantemente circular. Estas áreas núcleo funcionaron bajo el supuesto de tener la capacidad para albergar biodiversidad, siguiendo lo propuesto por Zuluaga et al. (2017).

Los nodos, en conjunto con el mapa de resistencia, fueron utilizadas para modelar la conectividad ecológica mediante rutas de menor costo, utilizando la herramienta Linkage Mapper (McRae & Kavanagh, 2011) como extensión de ArcGIS. Este enfoque permite identificar corredores potenciales entre los parches identificados, siendo ampliamente utilizado para diferentes especies en diversos países (Castilho et al., 2015; Cao et al., 2020; Dutta et al., 2016).

Obras de arte vial

Las obras de arte vial son estructuras externas que forman parte de la carretera. Se clasifican en tres tipos dependiendo de su función: Obras de drenaje, que permiten la circulación segura del agua, siendo comunes las alcantarillas, box culvert y cunetas (INVIAS, 2009); obras de protección, que brindan soporte a taludes, donde se encuentran los muros, gaviones y estribos; y obras de seguridad vial, que se utilizan para contener o redireccionar la trayectoria de un vehículo, entre ellas se encuentran las defensas metálicas, new jersey, sardineles (ANSV, 2020).

En el presente estudio se consideraron específicamente los muros, gaviones, defensas metálicas, New Jersey y desniveles. Si bien los desniveles no se clasifican formalmente como obras de arte vial, se incluyeron debido a su potencial para interrumpir el paso de la fauna, especialmente aquellas con movilidad terrestre o de bajo vuelo.

La espacialización de las obras se realizó mediante Google Earth Pro (Google, 2025), identificando el punto inicial y final cada estructura y luego, trazando una línea en QGIS que uniera los puntos. Esta información fue posteriormente validada en campo para asegurar su precisión espacial y la inclusión de estructuras ubicadas recientemente.

Perfil de oclusión

El perfil de oclusión representa elementos adicionales de la carretera que tienen el potencial de limitar o generar barrera al movimiento de animales que intentan cruzarla (Romano et al., 2008; Denneboom et al., 2024). A partir del análisis de obras de arte vial, se identificó que cada estructura representa un grado de barrera diferente al movimiento de la fauna (Clevenger & Kociolek, 2013a), dependiendo de características como su altura, longitud y textura de la superficie.

Entre las obras de arte vial, se tuvieron las siguientes observaciones como parte de la metodología propia: Los gaviones tuvieron una consideración de oclusión menor, puesto que su superficie con malla y secciones escalonadas pueden ofrecer puntos de apoyo para que un animal escale. Además, la mayoría de estas estructuras estaban recubiertas de vegetación. Además, se considera que las defensas metálicas tienen una oclusión baja para animales pequeños debido a que tienen una altura de aproximadamente 70 cm y un espacio de separación entre el suelo de 45 cm a 55 cm (INVIAS, 2022). Las defensas metálicas consideradas con mayor oclusividad son aquellas con tres crestas puesto que la

altura es mayor. En cuanto a Muros, New Jersey y Desniveles, la textura superficial de cemento (liso) generan una alta oclusividad, dado que no ofrece puntos de agarre o apoyo para los animales (Clevenger & Waltho, 2005).

Adicionalmente, durante los recorridos de censos de atropellamiento (Ver Capítulo 1), se detectó la presencia de un vallado de simple torsión utilizado como elemento de separación predial en medio de una zona boscosa en la vía Seminario Portal Occidente. Este cercado se extiende de manera continua por casi la mitad del tramo vial, y se reconoció como un elemento relevante en términos de fragmentación (Galantinho et al., 2022). Su levantamiento geográfico se efectuó mediante la aplicación SW Maps, registrando el recorrido en tiempo real e identificando posibles puntos de acceso o discontinuidades.

Otro elemento considerado corresponde a los taludes impermeabilizados sin geomantas de revegetación, como variable relacionada a la forma del relieve. Esta infraestructura tiene el potencial de impedir el desplazamiento de la fauna debido a su superficie lisa e inclinación, incluso pueden dificultar la percha de algunas aves. Aunque esta variable no se haya considerado directamente en otros estudios, hay evidencia indirecta que sugiere que puede ser un factor relevante en términos de fragmentación (Clevenger & Waltho, 2005; Clevenger & Kociolek, 2013). La altura de los taludes no pudo ser medida, sin embargo, se identifica que su altura supera los 5 m, siendo el elemento con mayor altura entre las barreras consideradas.

Cada tipo de infraestructura con potencial oclusivo fue evaluado a partir de tres variables: altura, longitud y textura superficial, las cuales fueron categorizadas en la **Tabla 13** para facilitar el análisis (Romano et al., 2008). De esta manera, cada estructura presente en las vías fue evaluada para identificar a que categoría de cada variable pertenecía.

Luego, identificada cada categoría se asignó un valor de oclusividad, empleando una escala de valores desarrollada mediante una metodología propia **Tabla 14**. Para esta valoración es preciso destacar que, dado que la oclusividad puede variar según el animal que intente superar la estructura, la asignación del valor se realizó con base a cuatro grupos animales **Tabla 15**, agrupados según el tamaño y habilidad de desplazamiento, tomando como referencia lo propuesto por Olsson (2009). Finalmente, la evaluación de la oclusión se realiza mediante la posibilidad de cruce de cuatro grupos de animales potencialmente presentes en la zona según la Evaluación de Impacto Ambiental del proyecto. Aunque la segmentación de los grupos no contempla mayores detalles

funcionales de las especies, tener como criterio las características mencionadas anteriormente, permite tener un acercamiento inicial al entendimiento de esta posible relación.

Adicionalmente, aunque se reconozca que la capacidad de superar una barrera física varía entre grupos animales, variables como altura, longitud y textura no afectan de manera uniforme a todos los grupos. Por esta razón, el valor de oclusión asignado a los grupos se calculó mediante una suma ponderada de las tres variables, ajustada a las particularidades de cada grupo animal. Los pesos específicos asignados a cada variable se presentan en la **Tabla 15**.

Tabla 13. Clasificación de variables del perfil de oclusión

Altura (A)	Longitud (L)	Textura (T)
<0.7m	<100m	Metal ondulado
0.7 – 1.5m	100 – 200m	Malla
1.5 – 3m	200 – 500m	Piedra o caja de piedra
>3m	>500m	Cemento (Liso)

Tabla 14. Categorías de oclusividad

Oclusividad	Rangos	Categoría
0	0 – 0.75	No oclusivo
1	0.75 – 1.45	Bajo
2	1.45 – 2.2	Medio
3	2.2 – 3	Muy oclusivo

Tabla 15. Grupos animales de referencia

Grupo	Tipo de animales	Ejemplos	Pesos de variables
1	Animales pequeños y con poca agilidad para escalar	Ranas, Ratas, Serpientes	A= 0.1, L=0.2 y T=0.7
2	Animales pequeños, pero con más agilidad para trepar	Lagartija, Ardilla, Serpientes	A= 0.3, L=0.2 y T=0.5
3	Animales mediano - grandes y con poca agilidad para escalar	Zorro Perro, Tigrillo, Armadillo	A= 0.5, L=0.2 y T=0.3
4	Animales mediano - grandes, pero con más agilidad para trepar	Puercoespín, Oso perezoso, Cusumbo, Iguana	A= 0.3, L=0.1 y T=0.6

Nota: Altura-A, Longitud-L y Textura-T

Angulo de curvatura

Para estimar el ángulo de la curva y caracterizar los tramos curvos, se empleó un script en Python sobre QGIS que calcula el ángulo formado por tres puntos consecutivos a lo largo de la carretera (Gámez-Serna & Ruichek, 2017). Cada punto fue generado a intervalos regulares (50 m) para cada vía, lo que garantiza una distribución homogénea en el análisis. Una separación corta entre puntos ofrece un nivel alto de detalle, sin embargo, se presenta la limitante de que el ángulo formado sea poco pronunciado, aunque se encuentre en medio de una curva cerrada. Además, si los puntos tuvieran una separación mayor, la representación de la curva disminuye directamente. Es por ello, que el valor de 50 m de separación logra solventar la dificultad.

A partir de la capa de puntos separadas cada 50 m, se construyen dos vectores: uno desde el primer punto al central y otro desde el tercero al central, para calcular el ángulo interior en el punto medio utilizando el producto punto y la función trigonométrica arcoseno (Gómez-Serna & Ruichek, 2017). Los ángulos obtenidos se reclasifican en la **Tabla 16** para obtener mejor representación de la información. Los resultados fueron registrados en una nueva capa de puntos con atributos que incluyen el ángulo estimado y su clasificación geométrica.

Tabla 16. Reclasificación de ángulos de curvatura

Valores	Clasificación de curva
<140	Cerrada
140 - 160	Moderada
160 - 178	Suave
178 - 180	Tramo recto

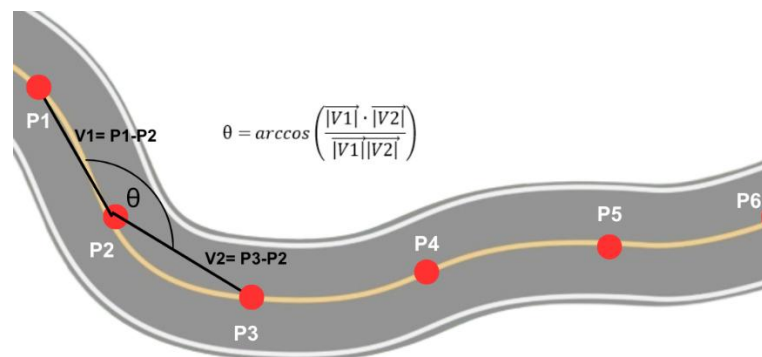


Figura 30. Ángulo de curva con arcoseno

Análisis de visibilidad

Con el objetivo de identificar posibles zonas ciegas en la vía y su entorno (en un radio de 500m), se aplicó un análisis de visibilidad utilizando el complemento Visibility Analysis de

QGIS (Cuckovic, 2016). Este análisis permitió determinar las áreas visibles para un conductor desde puntos específicos a lo largo de la carretera.

Para la generación de los puntos de observación, se utilizó como base la capa de puntos equidistantes cada 50 m sobre la vía. Cada uno de estos puntos fue configurado con una altura de 1.08 m, valor que representa la altura promedio del ojo de un conductor dentro de un vehículo. Simultáneamente, se asignó una altura al objeto observado, correspondiente al estimado de altura de un mamífero mediano (0.60m) para evaluar su visibilidad desde la vía, como se ilustra en la **Figura 31** (INVIAS, 2008).

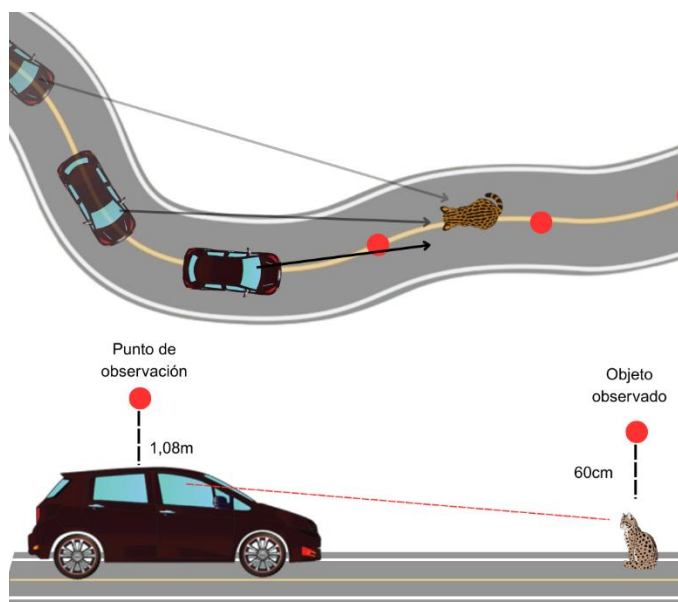


Figura 31. Análisis de visibilidad en carreteras. Fuente: Elaboración propia

Este análisis cuenta con la limitación de no incluir líneas de visibilidad obstruidas por objetos o por la forma de la carretera, por lo tanto, el DEM que es requerido como parámetro de entrada fue modificado, sumando los valores de altura de dosel mediante la calculadora ráster en QGIS. En este sentido, las zonas del terreno con árboles de una altura mayor a 1.08 m funcionan como una barrera de visibilidad.

La visibilidad fue estimada mediante la generación de cuencas visuales (*viewsheds*), que representan las áreas del terreno que son potencialmente visibles desde cada punto de observación. El resultado se expresa en una capa ráster en la que cada celda contiene un

valor numérico que indica el número de puntos de observación desde los cuales es visible esa ubicación. Es decir, no se especifica qué puntos pueden ver una celda determinada, sino cuántos de ellos lo hacen (Cuckovic, 2016).

Generación de matriz

Para la integración de la información espacial al modelo de Random Forest, se estructuró una matriz de datos en Excel. Cada vía fue muestreada en puntos con una separación de 100 metros, y en cada punto se asociaron los valores correspondientes a las variables ambientales y técnicas previamente generadas. Además, se incluyó una variable binaria que indica la presencia (1) o ausencia (0) de hotspot de atropellamiento, para cada uno de los métodos considerados (Ver Capítulo 1)

La extracción de los valores de variables en formato ráster se realizó mediante la herramienta *Sample Raster Values* de QGIS. Para las variables en formato vectorial, se empleó la herramienta *Join attributes by nearest*, permitiendo asignar al punto de muestreo el valor del elemento más cercano. Este procedimiento garantizó que cada punto de la matriz contuviera información geoespacial. Este enfoque fue implementado por el autor González-Vélez (2021) solo que, en el presente estudio se adapta la metodología realizando la asignación sobre puntos en lugar de segmentos lineales.

3.4.2 Selección de características

Para identificar las variables ambientales y técnicas asociadas a las zonas de acumulación de atropellamiento (Ver Capítulo 1) se utilizó el algoritmo de Bosques Aleatorios (Random Forest - RF) como técnica de selección de variables explicativas, en total se compilaron 28 variables, procedentes de la etapa de caracterización **Tabla 8**. El análisis se realizó utilizando las librerías scikit-learn (Pedregosa et al., 2011) e imbalanced-learn (Lemaître et al., 2017) en Python 3.10 desarrollado en Visual Studio Code. Este método se basa en la construcción de múltiples árboles de decisión entrenados sobre subconjuntos aleatorios de los datos (puntos) y de las variables, la selección aleatoria de esta información se agrupa mediante técnicas de bootstrap y bagging, lo que permite una estimación no lineal de la relación entre predictores (variables) y variable respuesta (Zonas de atropellamiento).

El número de árboles y la cantidad de variables consideradas en cada división se ajustaron a 500 árboles según literatura (Wang et al., 2020; Zhang et al., 2024; Richiardi et al., 2023). Para la selección aleatoria de variables en cada nodo, se empleó la estrategia estándar de utilizar \sqrt{p} variables candidatas por nodo, donde p es el número total de predictores.

Posteriormente, la red vial se segmentó en puntos equidistantes cada 100m (consecuente con el análisis de hotspot). En total se conformaron 534 puntos por cada método de hotspot, donde cada punto tiene un valor asociado: 1 si coincide con hotspot y 0 en caso contrario. La cantidad de puntos con hotspot varió según el método. Siriema detectó 107 puntos, KDE+ identificó 38 y Getis Ord Gi 27. El método basado en Autocorrelación espacial no fue incluido en este análisis, ya que solo mostró significancia estadística en una vía, traducándose en una poca cantidad de datos y representación limitada del impacto en un segmento reducido.

Inicialmente, se implementó una validación cruzada estratificada de 10 particiones (StratifiedKfold) con mezcla aleatoria (*shuffle*) para asegurar que la distribución de las clases fuera proporcional en cada partición, manteniendo la proporción original de hotspot (González-Vélez, 2021).

Para el proceso de clasificación se diseñó un pipeline de aprendizaje automático que incluyó una técnica de balanceo con SMOTEENN (*Synthetic Minority Over-sampling Technique combined with Edited Nearest Neighbors*) (Gurcan & Soyly, 2024). Durante el entrenamiento se seleccionaron nueve grupos para entrenar (incluyendo balanceo con SMOTEENN), y uno para evaluar. De esta manera, el modelo aprende sobre un conjunto balanceado, pero se evalúa sobre datos reales (no balanceados).

Esta información fue ingresada al algoritmo utilizando una variante de Random Forest (BalancedRandomForestClassifier) que ajusta los pesos internamente para equilibrar las clases (0 y 1), sin necesidad de modificar la proporción de muestras (Khan et al., 2023). Finalmente, se aplicó GridSearch sobre el pipeline para una optimización de hiperparámetros (González-Vélez, 2021), explorando las siguientes configuraciones: Para el número de árboles ($n = 100, 300$ y 500), dos niveles para la profundidad máxima de los árboles (10 y 20), así como combinaciones de criterios para el crecimiento de los nodos: número mínimo de muestras para dividir un nodo (2 y 5) y número mínimo de muestras por nodo hoja (1 y 2).

Por cada método de hotspot, se evaluó el rendimiento para seleccionar la mejor técnica de agrupación. La evaluación del rendimiento se realizó mediante las métricas Área Bajo la Curva ROC (AUC), Precision, Recall, F1-Score y matriz de confusión, con esta última se definió cual es el mejor método. Además, se calculó la importancia relativa de cada variable predictora.

La evaluación de la importancia de cada variable se realizó mediante la métrica de importancia por permutación, que consiste en medir la disminución del desempeño del modelo al reordenar aleatoriamente los valores de una variable manteniendo fijo los demás predictores. Una caída significativa en la precisión del modelo indica una alta dependencia de dicha variable, Si la permutación no produce cambios significativos, la variable tiene baja importancia explicativa.

3.5 Resultados y discusión

3.5.1 Caracterización de variables

A continuación, se presentan las capas generadas mencionadas en la **Tabla 8**, las cuales se agrupan según el cálculo empleado. En total se generaron 20 variables ambientales y ocho técnicas. La **Figura 32** corresponde a las variables generadas a partir del cálculo de distancias euclidianas. Las variables ambientales fueron A) Drenajes, B) Bosque, C) Frontera agrícola, D) Pérdida de bosque, E) Vías y F) Runap, mientras que, los mapas de Distancias de las variables técnicas fueron G) New Jersey H) Gaviones, I) Defensas metálicas, J) Muros y K) Desniveles.

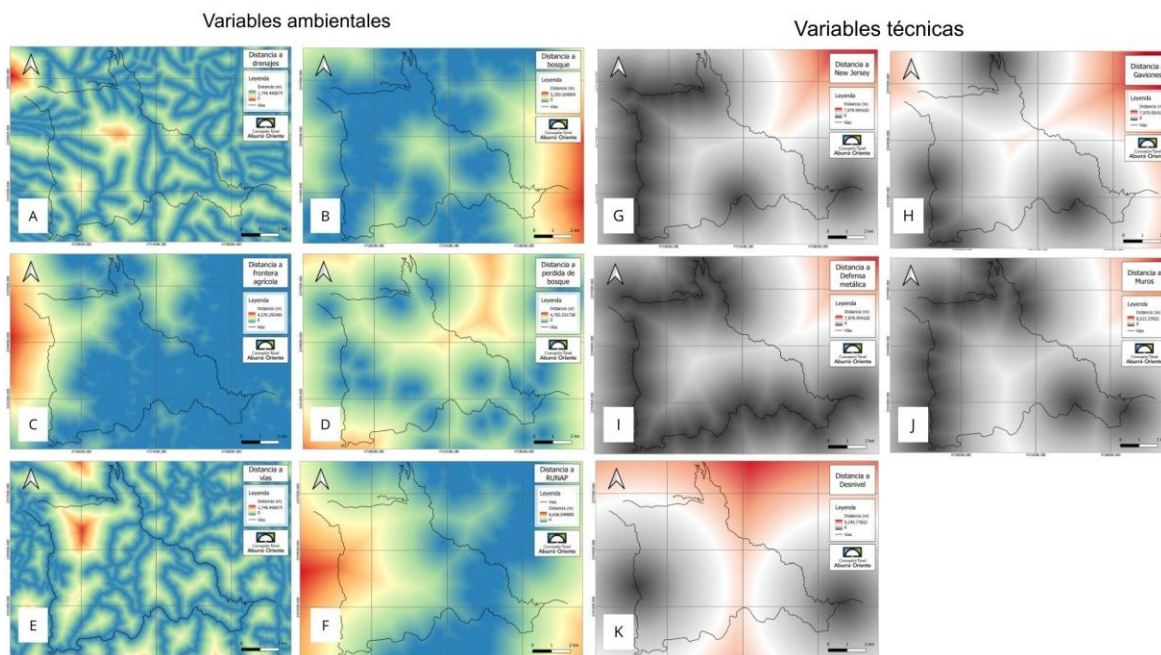


Figura 32. Variables ambientales y técnicas generadas a partir de distancias euclidianas

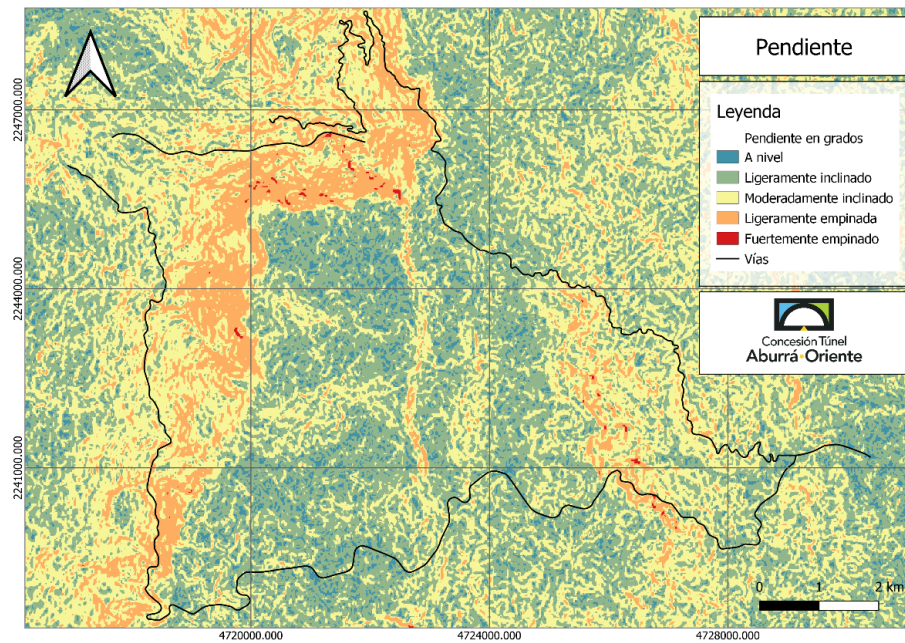


Figura 33. Zonificación del terreno según rangos de pendiente (grados)

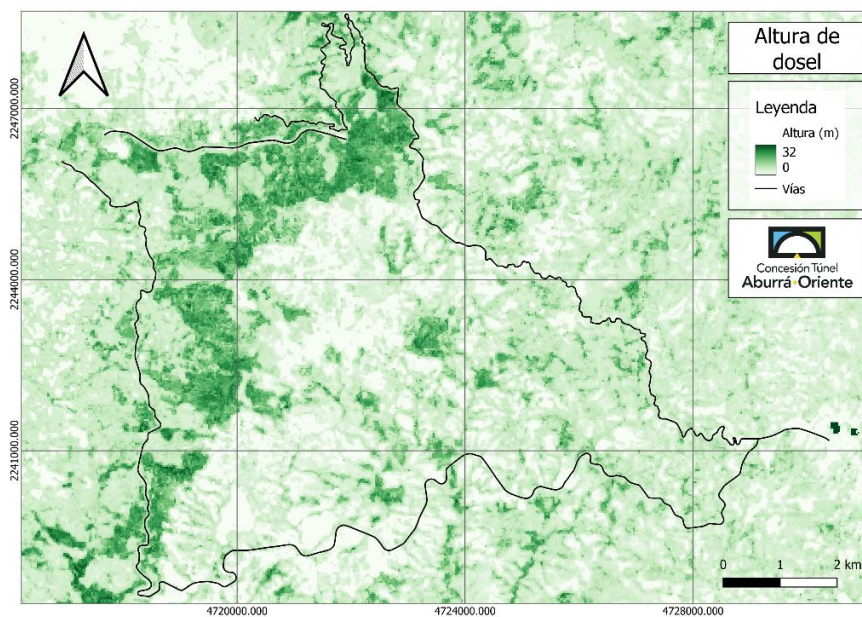


Figura 34. Distribución espacial de la altura del dosel forestal (m)

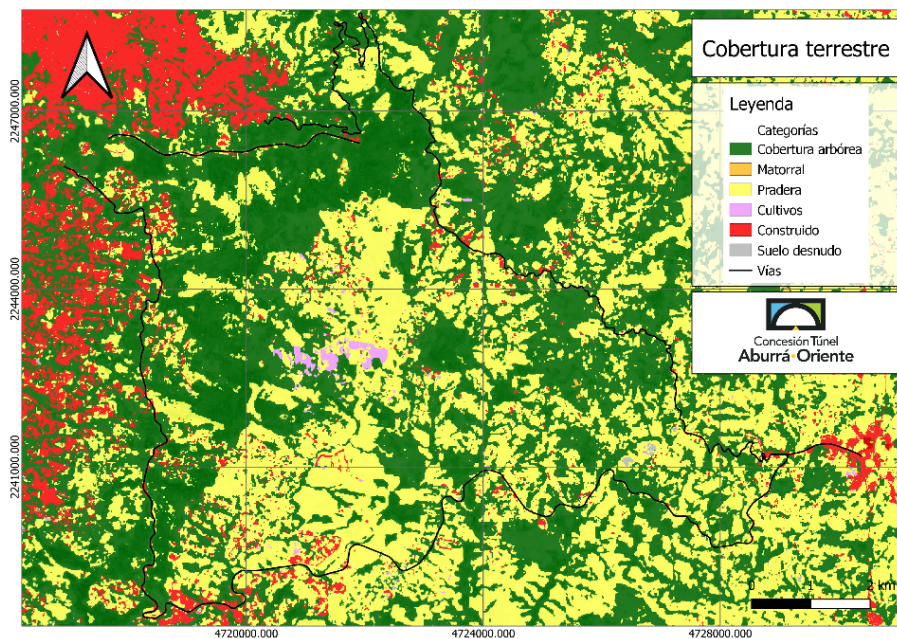


Figura 35. Clasificación de cobertura del suelo

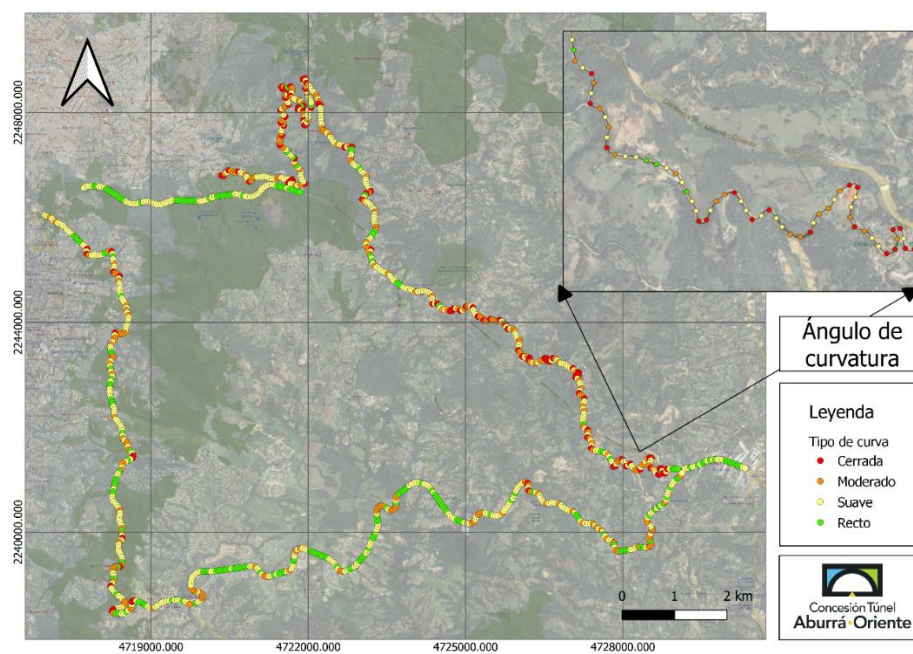


Figura 36. Clasificación de curvas según ángulo de arcoseno

Con base en los resultados representados en la **Figura 36**, se identificó que la vía Santa Elena concentra el mayor número de tramos clasificados como curvas cerradas en

comparación con las demás vías, donde el 85 % de los puntos categorizados como curva cerrada se localizaron en esta vía, seguida por la vía Las Palmas y, en menor proporción, por la Variante Palmas.

No obstante, a pesar de la alta proporción de curvas cerradas en Santa Elena, en esta vía predominaron los tramos clasificados como curvas suaves, los cuales representaron el 45 % de los puntos de esta vía. De manera general, se observó que, en las tres vías analizadas los tramos con curvas suaves fueron los más frecuentes.

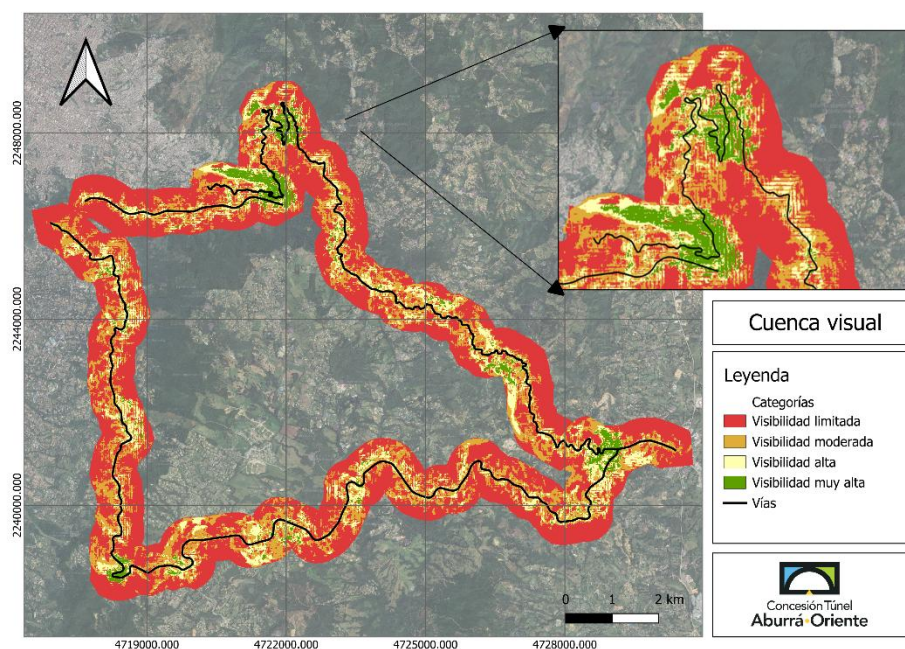


Figura 37. Zonas de visibilidad según análisis de cuencas visuales

En la **Figura 37**, cada píxel indica el número de puntos desde donde puede ser visto. Para efectos de este análisis, que un punto de la carretera pueda verse por incluso cinco puntos es un buen indicador, considerando que se encuentran separados cada 50 m, representando una línea de visión favorable, en este caso, son aquellas zonas clasificadas como visibilidad moderada. Las áreas clasificadas como de visibilidad limitada no están completamente fuera del campo visual, sino que son visibles desde menos puntos (al menos 1), lo cual puede reflejar condiciones de baja frecuencia visual o sectores a los márgenes de las vías. Las zonas de visibilidad alta pueden ser vistas por al menos 10 puntos y las zonas de visibilidad muy alta, por más de 10 puntos. Este enfoque puede

subestimar la visibilidad en tramos rectos con transición a curvas suaves o en zonas con taludes

Perfil de Oclusión

Durante el análisis se identificó que el perfil de oclusión podría estar subestimado, debido a las limitaciones asociadas con la espacialización de infraestructuras, puesto que, en paisajes altamente intervenidos es difícil tener certeza de los elementos que pueden generar oclusión. Por ejemplo, las mallas son frecuentemente utilizadas como separadores prediales. Para investigaciones futuras, se recomienda considerar como estructuras de oclusión los cercos con alambrado, ilustrados en la **Figura 38**, puesto que, aunque aparentemente resulten poco significativos, pueden acumular rápidamente vegetación densa y obstruir el paso de animales. Además, la disposición de los alambres y su poca visibilidad, puede representar un riesgo para especies de tamaño mediano o grande, las cuales podrían quedar enganchadas al intentar atravesarlos.



Figura 38. Casos de separaciones con alambrados

La malla presente en la vía Seminario Portal Occidente, presentó discontinuidades y partes en mal estado, estos factores posibilitan el acceso de animales a la vía por medio de dichos puntos, como se muestra en la **Figura 39**.



Figura 39. Estado de malla en Seminario Portal Occidente

En cuanto a los resultados del análisis del perfil de oclusión, se identificó que los taludes impermeabilizados y los muros superiores a 3 m con superficies lisas representan las barreras más oclusivas para los cuatro grupos animales. Además, las defensas metálicas fueron los elementos menos restrictivos en términos de permeabilidad al paso de fauna.

La vía Las Palmas presentó el mayor número de estructuras oclusivas para todos los grupos, destacándose también por contener barreras de mayor longitud, favoreciendo que un animal permanezca más tiempo en la vía, lo que aumenta el riesgo de atropellamiento y representa un potencial peligro para la seguridad vial. Este riesgo se intensifica al considerar que Las Palmas fue clasificada como la segunda vía con limitaciones de visibilidad y con alta proporción de curvas cerradas, según los análisis previos.

Finalmente, La vía Santa Elena, a pesar de ser la de mayor longitud, presentó el menor número de elementos oclusivos.

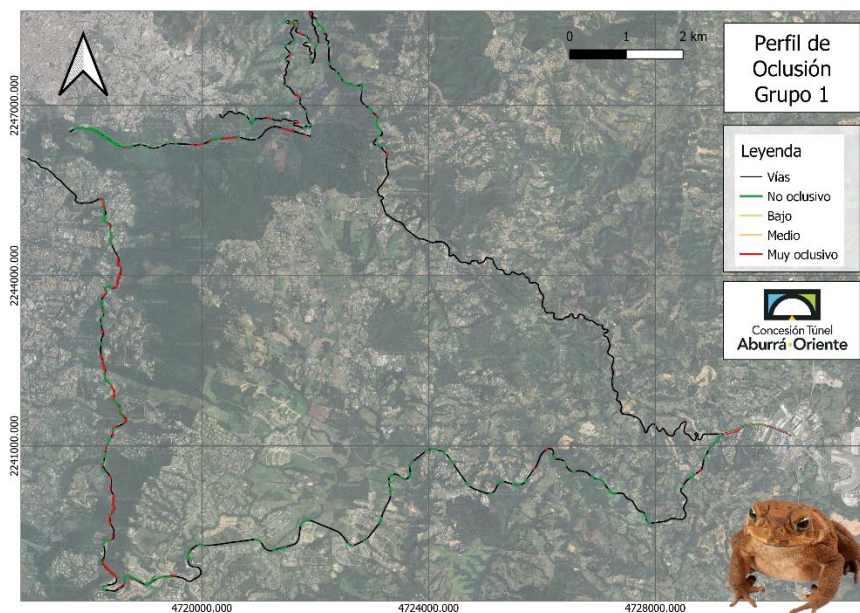


Figura 40. Perfil de oclusión para animales del grupo 1

Las infraestructuras consideradas en este análisis muestran que los animales del grupo 1, **Figura 40**, presentan una oclusividad alta frente a New Jersey, Muros y Gaviones, pero pueden superar fácilmente una defensa metálica o una malla de simple torsión. En la vía Seminario Portal Occidente hay más tipos de infraestructura que los animales del grupo 1 no pueden superar, donde el 59% de la vía es oclusiva, no obstante, al excluir los elementos que se encuentran sobre los viaductos, la oclusividad de la vía disminuye a un 19%. Siendo un indicador de que el diseño de vías elevadas favorece la permeabilidad del paisaje. Sin embargo, dado que Seminario Portal Occidente no es en su totalidad un viaducto, puesto que hay varios puntos de la vía a nivel del suelo, es posible que un animal ingrese a la vía por estas zonas y quede fácilmente atrapado entre elementos oclusivos.

Posterior a la delimitación de las barreras que se encuentran a nivel del suelo, en toda la red vial, de 99 infraestructuras que son oclusivas para los animales del grupo 1, el 65% de ellas se encuentra en la vía Las Palmas.

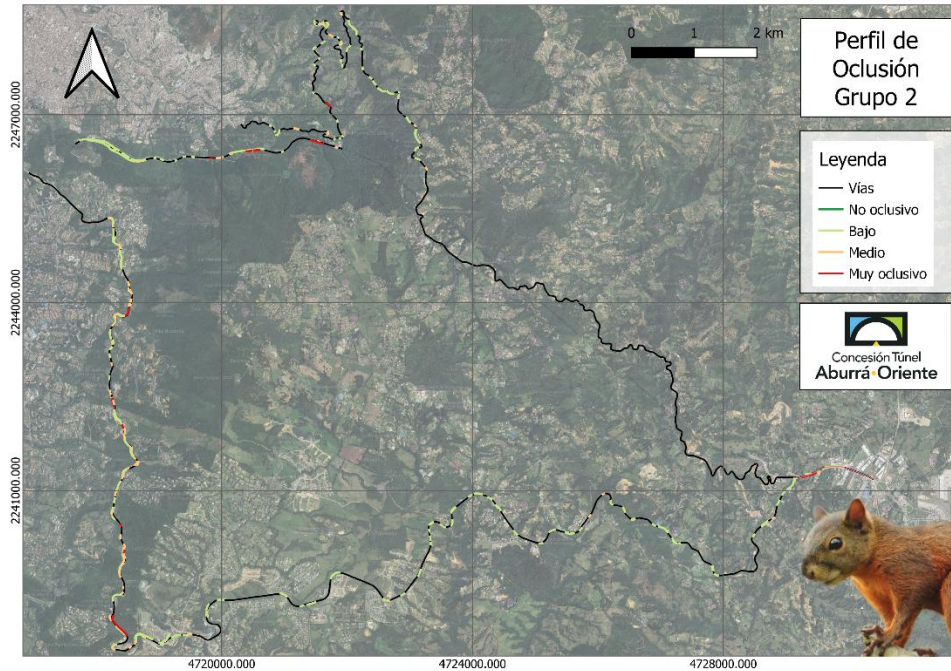


Figura 41. Perfil de oclusión para animales del grupo 2

Para los animales del grupo 2 **Figura 41**, se identificó que el 69 % de las estructuras con una categoría de oclusividad muy alta se concentran en la vía Las Palmas. Además, las estructuras con oclusión media y muy alta representan el 34 % del total de barreras evaluadas, lo cual sugiere que este grupo presenta una mayor capacidad para superar diversos tipos de infraestructuras. En particular, para este grupo, las defensas metálicas simples y las mallas no representan barreras significativas. Sin embargo, las defensas metálicas dobles, localizadas exclusivamente en Las Palmas, se consideran medianamente oclusivas. Asimismo, todos los gaviones y muros de menos de 70 cm de altura con superficies lisas, así como algunos muros superiores a 3 m, pero con superficies en piedra, fueron clasificados también con un nivel de oclusión media.

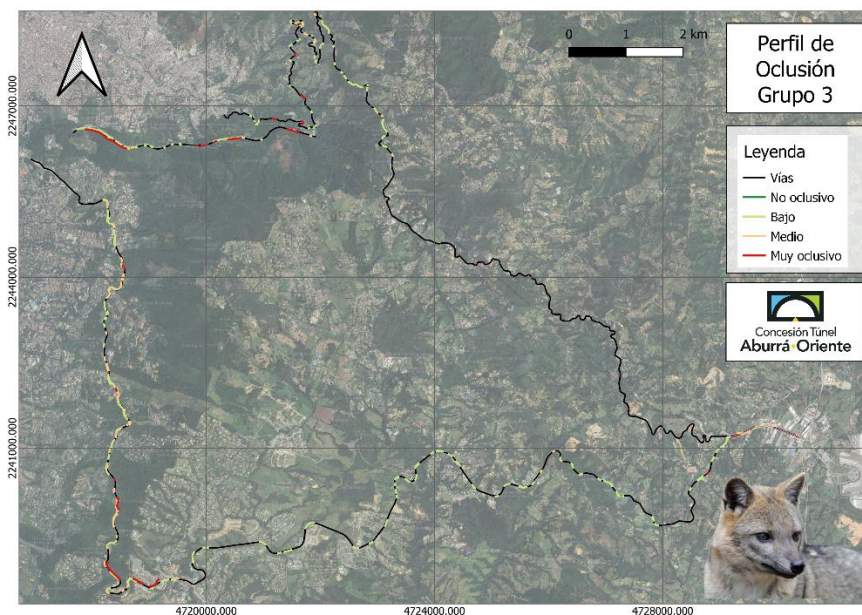


Figura 42. Perfil de oclusión para animales del grupo 3

Para animales del grupo 3 **Figura 42**, ninguna de las estructuras evaluadas fue considerada no oclusiva. Las barreras más oclusivas para este grupo fueron los muros y gaviones con alturas superiores a 3 m, así como las mallas y los taludes impermeabilizados. En la categoría de oclusión media se ubicaron los elementos tipo New Jersey, junto con muros y gaviones de baja altura. Finalmente, las defensas metálicas fueron clasificadas como estructuras de baja oclusión.

En general, para este grupo predominó la presencia de elementos con baja oclusión, lo que sugiere que las vías Variante Las Palmas y Santa Elena ofrecen menores restricciones al desplazamiento de esta fauna. Por lo tanto, es posible inferir que posiblemente el riesgo de atropellamiento en estos corredores viales no está asociado principalmente a estas barreras físicas.

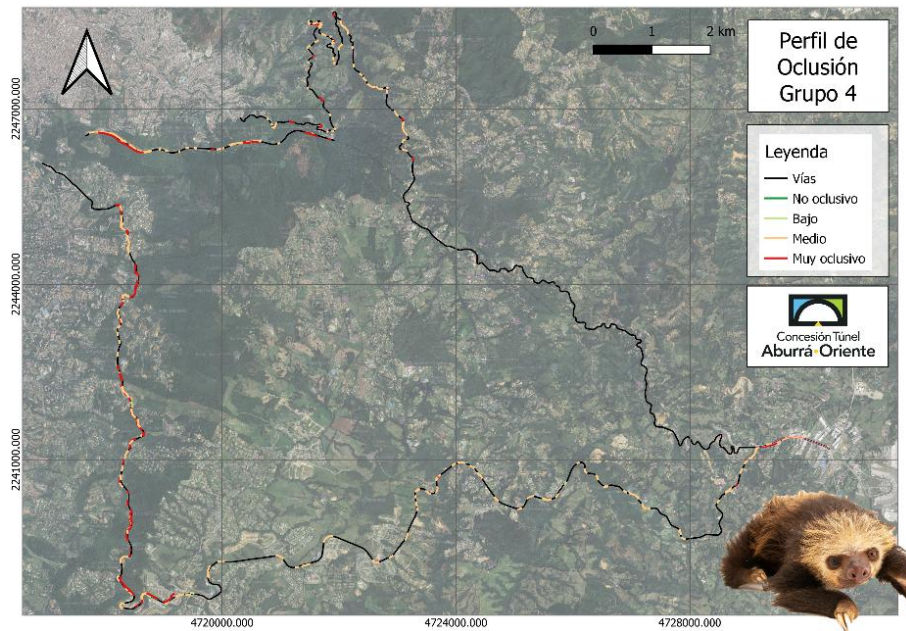


Figura 43. Perfil de oclusión para animales del grupo 4

Este grupo **Figura 43**, mostró mayores restricciones al movimiento. Únicamente los gaviones con alturas entre 0.7 y 1.5 m fueron clasificados como baja oclusión, representando apenas el 2.6 % del total de barreras, lo que indica que las estructuras en general limitan significativamente la movilidad de esta fauna. Las barreras de oclusión media constituyeron el 66 %, mientras que el 31 % restante fue clasificado como muy oclusivo. En esta última categoría se incluyeron elementos como los New Jersey, muros, mallas y taludes.

Además, para este grupo se observó que la longitud de las estructuras también influye, especialmente aquellas que superan los 200 m de extensión, puesto que rodearlas representaría un alto costo y exposición, particularmente por sus hábitos arborícolas.

Conectividad ecológica

En el área de estudio se identificaron 21 áreas núcleo que cumplieron los criterios descritos en la metodología. El nodo con el área más grande contó con 642 ha aproximadamente, siendo una zona importante para el soporte de la biodiversidad debido a su extensión, ubicado en cercanía de la vía Seminario Portal Occidente y Las Palmas. La mayor distancia entre nodos fue de 5872 m y la distancia más corta fue de 94 m. La distancia promedio de los nodos (1914 m) sugiere que los hábitats están aislados y que la fragmentación podría limitar el movimiento de especies sensibles.

Los mapas de conectividad ecológica generados incluyen la información de los eventos históricos de atropellamiento de la especie objetivo, no limitándose únicamente a los casos registrados durante los censos (ver Capítulo 1), con el fin de proporcionar una visión más completa de la superposición entre los corredores ecológicos y los casos de atropellamiento.

Cerdocyon thous

La **Figura 45** representa la resistencia al movimiento del Zorro Perro *C.thous* mediante barras de colores, que indican la dificultad para el desplazamiento. Las zonas en colores cálidos corresponden a áreas con alta resistencia, asociadas principalmente a entornos urbanizados o superficies sin cobertura vegetal. No obstante, debido al carácter generalista de la especie, estas áreas no necesariamente constituyen barreras infranqueables.

Además, las áreas representadas en tonos de azul oscuro indican baja resistencia, las cuales corresponden a zonas continuas de vegetación o incluso fragmentos boscosos, los cuales la especie puede atravesar con relativa facilidad. En general, el área de estudio presenta una dominancia de zonas con baja resistencia (45.53%), mientras que las áreas clasificadas como no habitables constituyen apenas el 0.28% del total, **Tabla 17**.

Tabla 17. Área de cubrimiento de categorías de resistencia para el Zorro Perro

Categoría	Área de la zona en km ²	Porcentaje de cubrimiento
Muy baja resistencia	15.84	8.99%
Baja resistencia	80.26	45.53%
Media resistencia	65.01	36.88%
Alta resistencia	8.96	5.09%
Muy alta resistencia	5.7	3.23%
No habitable	0.5	0.28%

En cuanto a la **Figura 44**, correspondiente al análisis de conectividad ecológica, este presenta el costo acumulado de desplazamiento entre nodos o áreas núcleo, calculado a partir del mapa de resistencia. En el caso del Zorro Perro, una especie con desplazamiento terrestre y adaptable a distintos usos del suelo, los corredores ecológicos identificados se encuentran principalmente limitados por el uso del suelo. Las zonas en color verde representan las rutas óptimas de menor costo, es decir, aquellas que permiten el movimiento con el menor esfuerzo energético posible.

Se evidencia también, que la mayoría de los eventos de atropellamiento se han registrado dentro o en las cercanías de estos corredores, lo cual sugiere una superposición crítica entre las rutas naturales de desplazamiento y la infraestructura vial.

En total, se identificaron 48 rutas de menor costo que conectan los nodos de hábitat, con longitudes que oscilan entre los 10 m y 4427 m, y una longitud promedio de 1719 m. Este valor refleja la necesidad de la especie de desplazarse a través de áreas relativamente extensas, y refuerza la importancia de garantizar la conectividad funcional del paisaje para minimizar el riesgo de atropellamiento y fragmentación del hábitat.

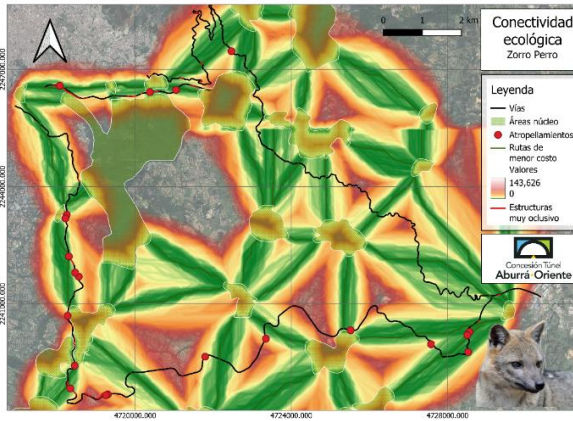


Figura 44. Conectividad ecológica para Zorro Perro

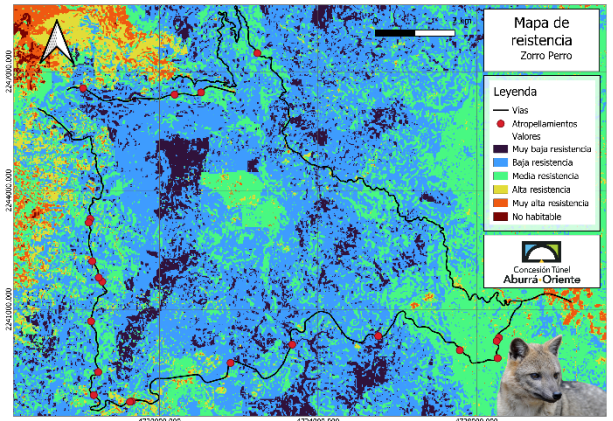


Figura 45. Resistencia para Zorro Perro

Adicionalmente, es importante resaltar que la **Figura 44** incorpora las estructuras que son muy oclusivas para esta especie, es decir, aquellas que representan una barrera física insuperable para su desplazamiento. En varios corredores ecológicos es posible observar la presencia de estas estructuras, en algunos de estos tramos coincidentes con barreras oclusivas, se han documentado eventos de atropellamiento del Zorro Perro, como se ilustra en la **Figura 46**, lo cual sugiere que la presencia de dichas estructuras podría forzar a los individuos a exponerse al tráfico vehicular.

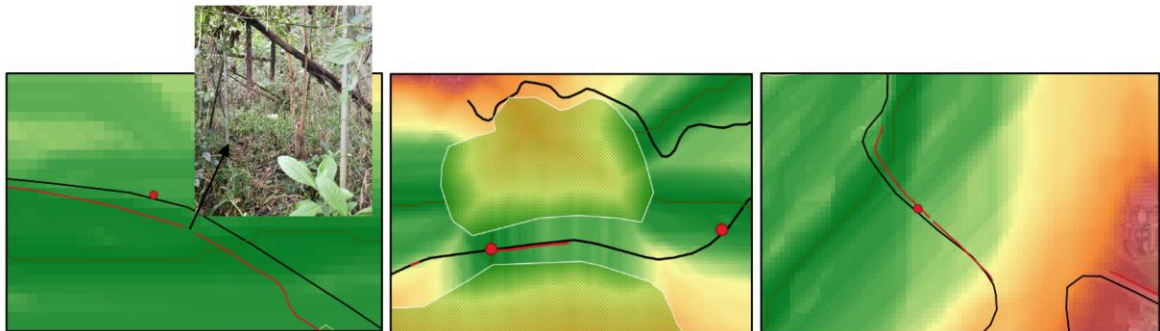


Figura 46. Superposición de corredores ecológicos del zorro perro con el perfil de oclusión

Coendou rufescens

La **Figura 48** evidencia un mayor número de áreas clasificadas como altamente resistentes para esta especie, las cuales se encuentran principalmente asociadas a zonas urbanizadas o áreas abiertas de gran extensión. Debido a sus hábitos arborícolas, esta

especie depende en gran medida de la presencia continua de cobertura arbórea densa, lo que implica que los espacios desprovistos de vegetación representan altos costos de desplazamiento.

En comparación con *C. thous*, el porcentaje de áreas resistivas es mayor para el puercoespín, abarcando aproximadamente el 5.13% del área de estudio, mientras que las zonas de baja resistencia comprenden un 39.16% **Tabla 18**. Aunque esta especie encuentra en la vegetación arbórea un mecanismo favorable para su desplazamiento, en el contexto del área de estudio (donde no existe una continuidad natural del dosel que permita el tránsito aéreo entre copas) los individuos se ven forzados a descender al suelo y cruzar las vías, incrementando así su vulnerabilidad al atropellamiento.

Tabla 18. Área de cubrimiento de categorías de resistencia para el Puercoespín

Categoría	Área de la zona en km ²	Porcentaje de cubrimiento
Muy baja resistencia	14.59	8.28%
Baja resistencia	69.04	39.16%
Media resistencia	58.42	33.14%
Alta resistencia	20.68	11.73%
Muy alta resistencia	9.03	5.13%
No habitable	4.5	2.56%

La **Figura 47**, muestra que los corredores ecológicos identificados para esta especie son más estrechos, lo cual puede reflejar una mayor selectividad en el hábitat o un paisaje más fragmentado, el menor margen de maniobra puede obligar a la especie a transitar por trayectos muy específicos. Esta característica indica que los trayectos disponibles pueden ser susceptibles a interrupciones por intervenciones antrópicas.

Además, se observa que los eventos de atropellamiento se localizan mayoritariamente sobre estos corredores o en sus inmediaciones, lo que sugiere una superposición directa entre las rutas naturales de desplazamiento y la infraestructura vial.

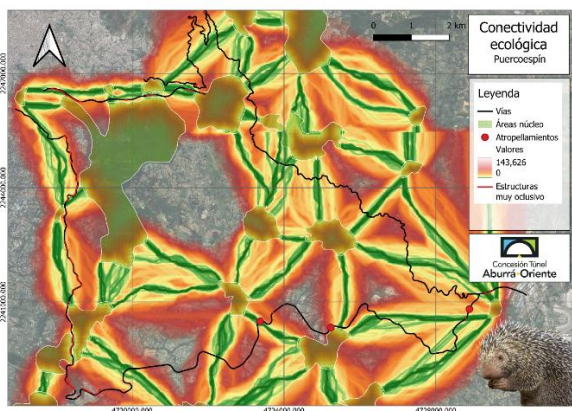


Figura 47. Conectividad ecológica para el puercoespín

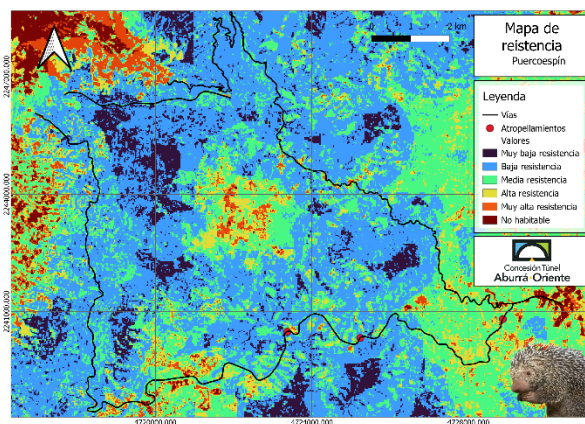


Figura 48. Resistencia para el puercoespín

Se identificaron 48 rutas de menor costo que conectan los nodos ecológicos, con longitudes que oscilan entre los 10 m y los 4.533 m. La longitud promedio de estas rutas fue de 1.762 m, lo que indica que esta especie necesita evitar una mayor cantidad de áreas no favorables en comparación con *C.thous*. Como resultado, sus rutas de desplazamiento tienden a ser ligeramente más extensas y selectivas, reflejando su mayor sensibilidad a las condiciones del paisaje.

Momotus aequatorialis

El vuelo proporciona mayor flexibilidad para superar obstáculos del paisaje (Claramunt et al., 2022), lo que se traduce en una mayor proporción de áreas con baja o muy baja resistencia al desplazamiento representando el 60.50% del área **Tabla 19**.

La presencia de cobertura arbórea, especialmente la continuidad del dosel de los árboles facilita el movimiento en paisajes intervenidos, incluso cuando dicha cobertura no es necesariamente densa.

Tabla 19. Área de cubrimiento de categorías de resistencia para el Barranquero

Categoría	Área de la zona en km ²	Porcentaje de cubrimiento
Muy baja resistencia	14.59	27.05%
Baja resistencia	69.04	33.45%
Media resistencia	58.42	25.91%
Alta resistencia	20.68	7.75%
Muy alta resistencia	9.03	3.80%
No habitable	4.5	2.02%

La baja resistencia permite evidenciar la alta tolerancia de esta especie a ciertas modificaciones del hábitat. No obstante, la **Figura 49** muestra que no todos los eventos de atropellamiento se superponen a los corredores ecológicos, lo que sugiere limitaciones en la modelación de conectividad para aves.

Este hallazgo resalta la complejidad de representar espacialmente el movimiento de especies voladoras, puesto que podrían intervenir otras variables relacionadas con su ecología, distribución y comportamiento, como la disponibilidad de posaderos, fuentes de alimento o zonas de anidación. En este sentido, incorporar variables más específicas en futuros modelos permitiría mejorar la representación de su conectividad funcional.

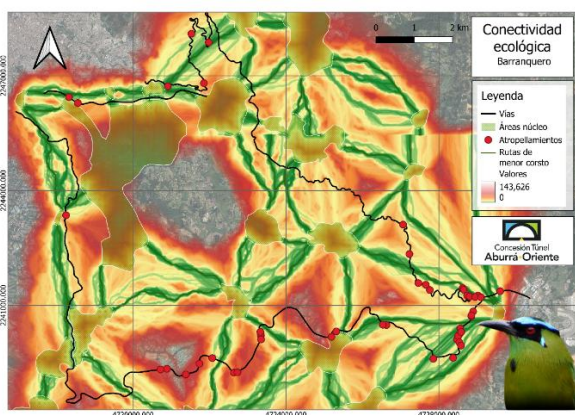


Figura 49. Conectividad ecológica para el Barranquero

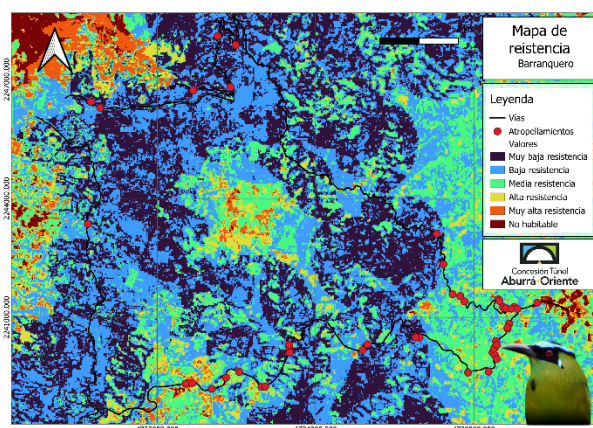


Figura 50. Resistencia para el Barranquero

Se identificaron un total de 49 rutas de menor costo que conectan los nodos ecológicos, con longitudes que varían entre los 9 m y los 4.647 m. La longitud promedio de las rutas fue de 1.864 m, lo que indica que esta especie requiere desplazarse a través de áreas extensas para mantener la conectividad, aun cuando presenta una mayor capacidad para atravesar paisajes heterogéneos en comparación con especies terrestres. Asimismo, se identificó que la especie tiene mayores posibilidades de atravesar la zona en comparación con las otras dos especies.

3.5.2 Selección de características

Durante el desarrollo del modelo, se identificaron varias limitaciones. Una de las principales dificultades radica en que cada vía presenta condiciones ambientales y técnicas particulares, por lo que sería recomendable analizar individualmente el efecto de estas variables sobre la conformación de zonas de acumulación de atropellamientos de fauna silvestre. No obstante, segmentar el análisis por vía, redujo considerablemente el volumen de datos disponibles afectando negativamente el desempeño del modelo, tal como se evidenció en las pruebas realizadas durante este estudio. Por esta razón, se optó por integrar todas las vías en una sola red vial, sin discriminar los eventos de atropellamiento por carretera.

A pesar de que el método SIRIEMA proporcionó el mayor número de datos para el entrenamiento del modelo, sus métricas de evaluación (Precision, Recall, F1-score, AUC) presentadas en la **Tabla 20**, resultaron ser las más bajas en comparación con los otros métodos. Esto sugiere que la mayor cantidad de datos no necesariamente se tradujo en una mayor capacidad predictiva. Por el contrario, el método Getis Ord G_i^* , a pesar de haber contado con la menor cantidad de datos, presentó los valores más altos en las métricas de evaluación. Este comportamiento podría sugerir un posible sobreajuste, ya que con pocos datos positivos se obtuvieron métricas aparentemente elevadas.

La matriz de confusión presentada en la **Tabla 21**, permitió visualizar con mayor detalle cómo se comportaba el modelo frente a los verdaderos positivos (TP), falsos positivos (FP), verdaderos negativos (TN) y falsos negativos (FN). Aunque las métricas de evaluación aportan una visión general, la matriz de confusión refleja con mayor claridad las debilidades del modelo, especialmente en contextos de desbalance de clases, como es el caso de los atropellamientos de fauna. Esta métrica es particularmente útil para evidenciar fallas que no son visibles en métricas.

En primer lugar, SIRIEMA fue el enfoque que identificó la mayor cantidad de puntos clasificados como hotspot ($n=107$), proporcionando una base de datos más amplia para el entrenamiento del modelo. Sin embargo, se reconoce que el modelo entrenado con esta información presentó una menor precisión (0.417) y un número elevado de falsos positivos ($FP=82$), lo que sugiere una posible dificultad del algoritmo para diferenciar adecuadamente entre patrones de presencia y ausencia de hotspot bajo una alta variabilidad interna de la clase positiva. No obstante, el hecho de que el modelo haya alcanzado el mayor número de verdaderos positivos ($TP=57$) sugiere una sensibilidad destacable en la detección de hotspot de atropellamiento, reduciendo la posibilidad de dejar zonas peligrosas por fuera.

La disminución en el rendimiento del modelo puede estar relacionada con la heterogeneidad interna de los hotspot, es decir, la gran variabilidad en los valores de las variables predictoras entre los sitios identificados como hotspot. Esta dispersión complica la identificación de patrones consistentes y, por tanto, dificulta el proceso de aprendizaje del modelo de Random Forest (Rahman et al., 2017). En este sentido, se reconoce que el desempeño estadístico del modelo puede estar limitado, pero se valora que SIRIEMA

permite capturar mayor diversidad de escenarios asociados a la ocurrencia de atropellamientos.

Otra posible limitación del resultado radica en el enfoque para asignar los valores de las variables predictoras a cada punto, lo que puede haber introducido una alta variabilidad en los datos. A diferencia de otras metodologías que emplean segmentos o buffers espaciales para calcular valores promedio (González-Vélez, 2021; Laube et al., 2023), lo cual permite una representación más integrada de las condiciones del entorno, el uso de valores puntuales puede haber dificultado la detección de patrones estables asociados a la ocurrencia de hotspot.

Tabla 20. Métricas de evaluación de Random Forest

Método	AUC	F1 Score	Recall	Precision
Siriema	0.706	0.463	0.532	0.417
KDE+	0.949	0.553	0.575	0.537
Getis Ord Gi	0.928	0.615	0.600	0.690

Tabla 21. Matriz de confusión para los métodos hotspot evaluados

Método	TN	FP	FN	TP
Siriema	345	82	50	57
KDE+	479	17	17	21
Getis Ord Gi	498	9	11	16

Nota: Verdaderos positivos (TP), falsos positivos (FP), verdaderos negativos (TN) y falsos negativos (FN)

A partir del análisis de estos resultados, se identificaron las variables relacionadas a las zonas de acumulación de atropellamiento mediante el método SIRIEMA, las cuales se presentan en la **Figura 51**. Estas diez variables explican el 80% del modelo. Para profundizar la relación entre los patrones de atropellamiento y las variables, se generaron curvas de dependencia parcial, presentadas en la **Figura 52**. Mediante estas gráficas es

posible evidenciar la influencia de los valores de las variables sobre la probabilidad de ocurrencia de hotspot de atropellamiento.

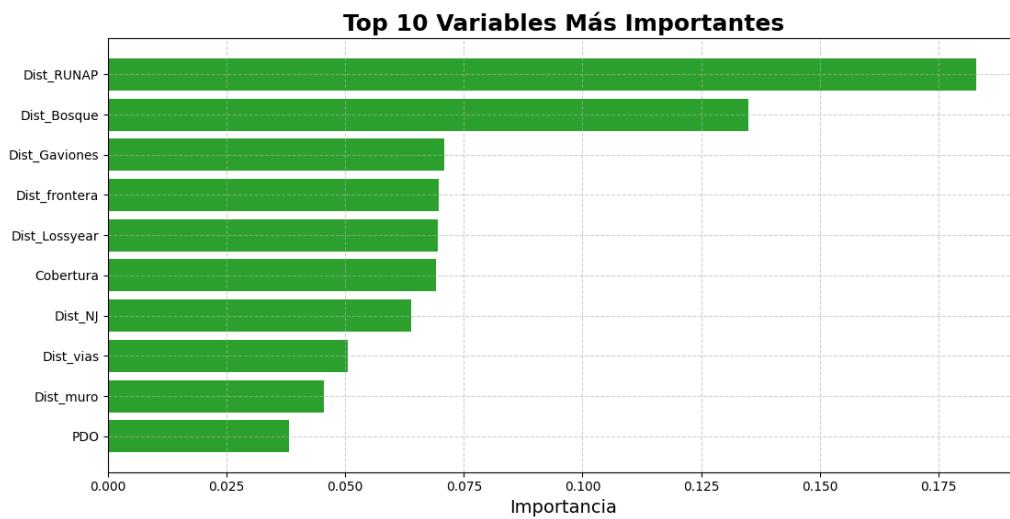


Figura 51. Diez variables más importantes relacionadas con hotspot

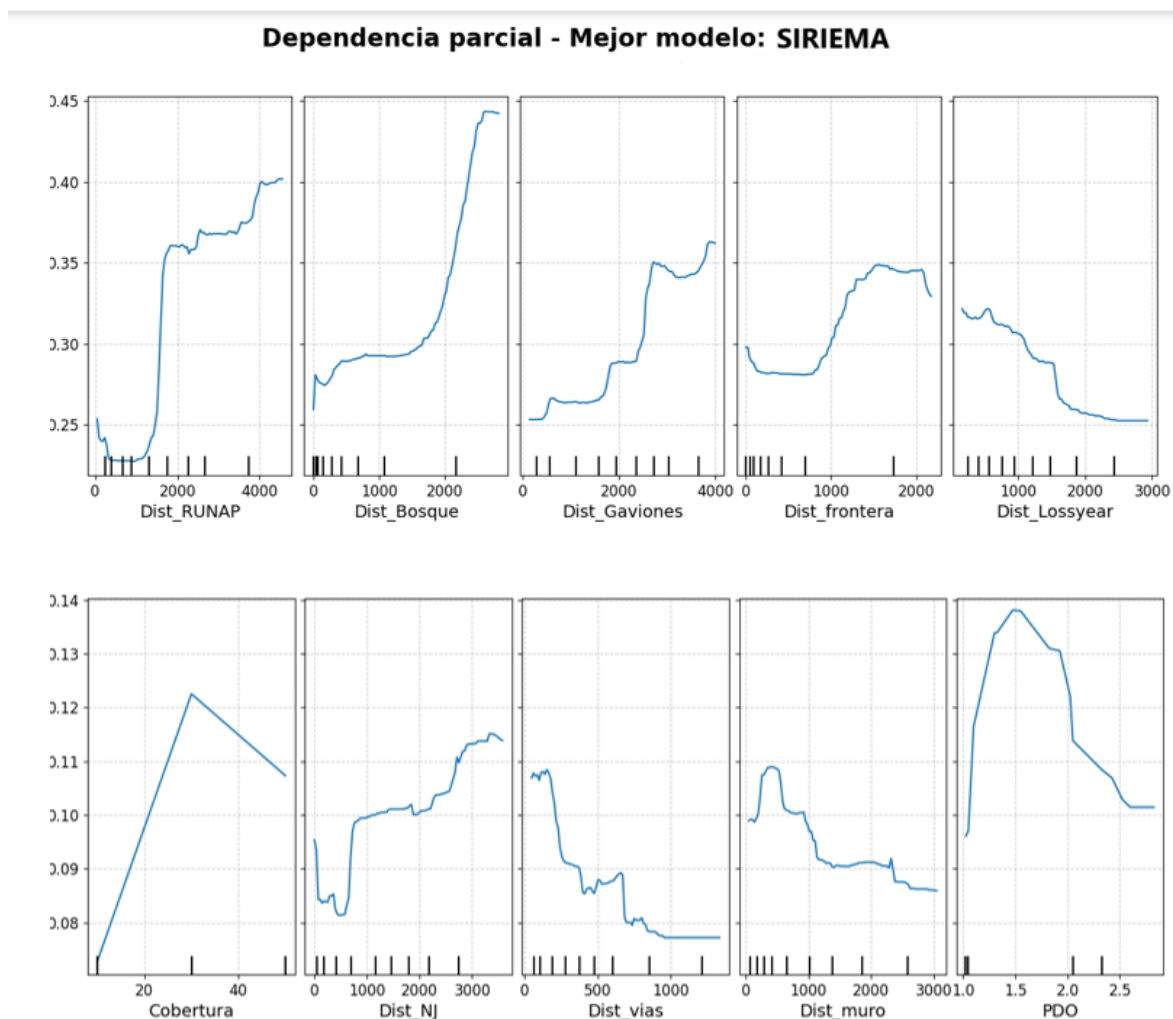


Figura 52. Dependencia parcial para variables ambientales y técnicas relacionadas a los hotspot

A continuación, se detallan aquellas variables que presentaron mayor importancia en términos ambientales y técnicos.

La gráfica de dependencia parcial en relación con la Distancia a áreas protegidas (Dist_RUNAP) y Distancia a Bosques (Dist_Bosque), presentan una tendencia similar, muestra que la probabilidad de hotspot permanece baja en cercanía de estas zonas, aumentando considerablemente a partir de los 1000 m de distancia aproximadamente. Las mayores probabilidades de atropellamiento se registran a después de los 2000 m de distancia. Este patrón indica que la cercanía a las áreas boscosas estaría asociada a una

menor ocurrencia de atropellamientos, posiblemente debido a la mayor presencia de hábitats conservados que funcionan como zonas de refugio o protección en paisajes intervenidos (Pagany, 2020). Por lo tanto, entre más lejos se encuentra la fauna de dichas zonas, mayor es su exposición.

Con respecto a variables técnicas de la infraestructura, a la distancia a gaviones (Dist_gaviones) y a los New Jersey (Dist_NJ) presentaron un comportamiento similar, evidenciando que la probabilidad de hotspot es más baja cuando los puntos están cerca de estas estructuras, es decir, entre 0–800m de distancia aproximadamente. A partir de este punto, la probabilidad aumenta gradualmente, alcanzando un punto más alto cerca de los 3000–3500 m. Esto sugiere que las distancias más extensas a estructuras como gaviones está asociada con mayor riesgo, favorecido porque estos elementos pueden limitar o restringir los movimientos de fauna, donde posiblemente estén forzados a evitar o rodear estas estructuras, incrementando el riesgo de atropellamiento en los extremos de dichas estructuras (Clevenger & Kociolek, 2013). Además, estructuras son utilizadas en zonas con pendientes inclinadas o en tramos de vía elevados, las cuales representan un mayor costo para el desplazamiento en muchas especies (Halsey & White, 2017), por lo tanto, puede haber una tendencia a evitar zonas con dichas características.

En conjunto, los resultados indican que la proximidad a elementos naturales como áreas protegidas, bosques y pérdida de bosques se asocia a una disminución en la probabilidad de hotspot de atropellamiento, mientras que su alejamiento incrementa el riesgo de atropellamiento. Por otro lado, la lejanía a aquellos elementos antrópicos como gaviones, zonas agrícolas y New Jersey, representan un mayor riesgo.

El análisis de las variables mayormente relacionadas ofreció una comprensión más profunda de los factores asociados a la ocurrencia de hotspot, destacando tanto elementos del entorno natural como características técnicas de la infraestructura vial. Estos hallazgos constituyen una base sólida para la toma de decisiones orientadas a la prevención.

En el Capítulo 3, se retoman estos resultados como insumo para la propuesta de medidas de mitigación, definiendo su ubicación y extensión en la zona. Además, se integran los modelos de conectividad ecológica, con el fin de alinear las intervenciones propuestas con los posibles movimientos de la fauna.

5. Capítulo 3

La identificación de variables relacionadas con las zonas de atropellamiento permite no solo orientar una tipología de medidas de prevención y mitigación, sino también priorizar espacialmente la ubicación de dichas medidas. En este sentido, se ha identificado que elementos como las coberturas vegetales y la presencia de barreras como gaviones, muros y new jersey, particularmente en los bordes, influyen significativamente en la configuración de puntos críticos de atropellamiento.

Este capítulo describe, de manera general, las medidas propuestas, en función tanto de las variables ambientales y técnicas identificadas, como de las especies involucradas en las cercanías de los hotspot de atropellamiento. Posteriormente, se presentan los sitios más idóneos para su implementación.

Es importante señalar que el propósito de este capítulo no es diseñar estructuralmente las medidas, sino dar cumplimiento al Objetivo Específico 3, titulado "*Proponer estrategias de prevención y mitigación del atropellamiento de fauna silvestre, teniendo en cuenta condiciones ambientales y de la infraestructura*". El alcance comprende propuestas con recomendaciones generales de diseño, que deben ser revisadas y complementadas por profesionales en ingeniería civil o estructural. Asimismo, se aclara que las ilustraciones incluidas en este capítulo no cuentan con validación técnica o ingenieril, y cumplen únicamente una función de orientación visual.

5.1 Marco metodológico

Para la formulación de medidas de prevención y mitigación del atropellamiento de fauna silvestre, se realizó una revisión exploratoria de literatura técnica y científica. Esta revisión tuvo como objetivo identificar prácticas recomendadas, consideraciones de diseño y localización de estructuras como pasos de fauna y cerramientos.

Se consultaron documentos técnicos de tanto de carácter nacional como internacional. También se incluyeron artículos científicos relevantes de las medidas de mitigación en contextos similares. La **Tabla 22** resume los documentos técnicos y oficiales que se tuvieron en cuenta para la formulación de las medidas propuestas.

Tabla 22. Documentos técnicos consultados

Nombre del documento	País	Entidad	Año
Guía ambiental de pasos de fauna silvestre en infraestructura lineal	Colombia	Corazón de la Amazonía	2023
Lineamientos de Infraestructura Verde Vial	Colombia	Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible Fundación para la Conservación y el Desarrollo Sostenible-FCDS WWF-Colombia	2020
Guía para entender y diagnosticar el impacto de	Colombia	Ministerio de Transporte Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible	2021

atropellamiento de fauna silvestre en Colombia		Instituto Nacional de Vías, INVIAS	
		Agencia Nacional de Infraestructura, ANI	
Prescripciones técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales	España	Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente	2016
WILDLIFE CROSSING STRUCTURE HANDBOOK Design and Evaluation in North America	Estados Unidos	Federal Highway Administration U.S. Government	2011
Fencing with Wildlife in Mind	Estados Unidos	Colorado Parks and Wildlife	2009
Handbook of Road Ecology	Varios	(van der Ree et al., 2015a)	2015

La selección de fuentes se basó en su pertinencia temática, su aplicabilidad a contextos viales en paisajes fragmentados y su relevancia en la toma de decisiones en manejo de vías existentes. No se aplicaron ecuaciones de búsqueda formal ni filtros sistemáticos, dado que el enfoque fue complementario a los análisis técnicos realizados en los capítulos anteriores.

5.2 Resultados y discusión

Los resultados se presentan en dos apartados. En primer lugar, se describe el conjunto de medidas de mitigación que podrían ser implementadas en el proyecto vial, tomando como base los análisis desarrollados en los capítulos anteriores. Estas descripciones incluyen recomendaciones sobre su diseño e implementación, teniendo de referencia experiencias aplicadas en otros países. En segundo lugar, se expone la ubicación recomendada para cada una de las medidas descritas, distribuidas a lo largo de las vías analizadas. Cabe resaltar que la pertinencia de estas ubicaciones deberá ser verificada en campo, considerando las condiciones locales específicas.

5.2.1 Descripción de medidas de prevención y mitigación

La selección de las medidas se basó en criterios de fácil y rápida implementación, así como en su bajo costo relativo. Debido a que los bordes de vegetación y los límites de estructuras como gaviones, muros y barreras tipo New Jersey constituyen zonas de menor conflicto para la fauna silvestre, pueden convertirse en puntos propensos a eventos de atropellamiento conforme aumenta su distancia. En este contexto, una intervención directa sobre estructuras como Gaviones y New Jersey no es recomendable debido a que no representan una relación con el atropellamiento en sus inmediaciones.

En este contexto, la instalación de pasos de fauna subterráneos en cercanía de vegetación ofrece una solución adecuada, ya que permite restablecer la conectividad ecológica interrumpida por la infraestructura vial, direccionando el movimiento de la fauna bajo la carretera sin exponerla al tránsito vehicular (Jaramillo-Fayad et al., 2021) Este tipo de medida resulta particularmente adecuada en sectores donde los muros o gaviones restringen el cruce libre, y donde además la continuidad de la cobertura vegetal está interrumpida por múltiples intervenciones que actúan como obstáculos para el desplazamiento de los animales.

Por su parte, los vallados perimetrales cumplen una función complementaria. Al instalarse de manera continua a lo largo del tramo vial, estos cercados impiden el acceso directo de la fauna a la calzada, reduciendo el ingreso por los bordes de vegetación y guiando a los animales hacia los pasos de fauna. De esta forma, se mitiga el riesgo en las zonas de transición entre vegetación y vía.

La combinación de ambas medidas es coherente con los patrones identificados en el análisis espacial y con estudios previos que documentan su eficacia (Clevenger & Huijser, 2011; Lesbarrères & Fahrig, 2012). Esta estrategia no solo contribuye a reducir la mortalidad por atropellamiento, sino que también mejora la conectividad funcional del paisaje, especialmente en entornos altamente fragmentados.

Barreras alzadoras de vuelo

Esta medida está orientada a inducir el alzamiento del vuelo de las aves por encima de la altura de los vehículos, con el fin de reducir el riesgo de colisión (van der Ree et al., 2015a). En algunos casos, las condiciones topográficas de los márgenes viales influyen en la dirección y altura del vuelo de las aves, generando situaciones en las que un carril puede representar mayor riesgo de atropellamiento, especialmente cuando las aves deben realizar vuelos bajos para alcanzar las coberturas vegetales opuestas (Lin, 2016).

Dado que el proyecto vial reporta un número elevado de aves atropelladas (más frecuente en la vía Variante Las Palmas) una medida recomendable es la implementación de barreras que induzcan el alza del vuelo para tal fin. comúnmente se han usado pantallas, paneles o laminas que actúan como barrera física en proximidad al nivel del suelo (Mitrus & Zbyryt, 2018). No obstante, este tipo de intervención debe implementarse con precaución, ya que, si no se diseña adecuadamente, puede convertirse en un factor que incrementa el riesgo de colisiones contra estas estructuras, especialmente en especies con vuelos bajos o con capacidad limitada de maniobra.

Este factor de riesgo por colisión ocurre porque, usualmente, estos elementos tienen superficies reflectantes del entorno, volviéndose invisibles para diversas especies. Este efecto, combinado con ciertas características morfológicas, como la disposición lateral de los ojos en la mayoría de las aves, agrava el problema (Boycott, 2020). Si bien esta disposición ocular les otorga un campo visual amplio, también limita la percepción de profundidad, dificultando la estimación de distancias durante el vuelo, reduciendo su capacidad para detectar y esquivar obstáculos de forma oportuna (CMS, 2022).

Una de las soluciones para reducir las colisiones es mediante marcas que las aves puedan detectar. La detección de objetos está estrechamente relacionada con la sensibilidad ocular a diferentes longitudes de onda que pueden variar según las especies, muchas

especies diurnas pueden ver en el espectro de luz ultravioleta, que, por el contrario, son imperceptibles por el ojo humano (Håstad & Ödeen, 2014). Los loros, las gaviotas y muchos passeriformes son ejemplos de especies sensibles a la luz ultravioleta (Ödeen & Håstad, 2013).

Para orientar esta medida es importante diferenciar la sensibilidad de las especies con más reportes de atropellamiento en el proyecto, las cuales fueron: *M. aequatorialis*, *O. Columbiana* y *Chamaepetes goudotii* (Ver Capítulo 1). La familia de los momótidos tiene una visión ultravioleta, mientras que, para las dos restantes, aunque hay menos información directa para esta familia, se asume que su cercanía filogenética con otras aves que poseen visión ultravioleta sugiere que también podrían tener esta capacidad (Ödeen & Håstad, 2013).

Recomendaciones para el diseño

En algunos estudios se ha documentado que estas barreras tienen material de acrílico transparente acompañado de elementos reflectivos (Mitrus & Zbyryt, 2018) o láminas reflectantes encima de cristales u otros materiales, que reflejan la luz ultravioleta (Zyśk-Gorczyńska & Żmihorski, 2022). Sin embargo, en revisión con los ingenieros civiles especialistas del equipo del Programa de Ecología de Carreteras e Infraestructura Verde – PECIV, no se recomienda el uso de barreras sólidas que puedan incrementar perfil de cargas por el viento (Otero et al., 2023), por el contrario, se recomienda el uso de mallas que permitan el paso del viento, disminuyendo dichos pesos.

Este tipo de mallas deben acompañarse de cintas reflectivas de luz ultravioleta. Para garantizar una fijación estable a la malla se recomienda coser estos elementos, conformando un patrón de rayas horizontales y verticales, la separación entre las cintas debe ser estrecha, entre 2 a 10 cm (Zyśk-Gorczyńska & Żmihorski, 2022) (Consultar con especialistas la viabilidad del diseño) para que pueda ser visible para las aves. O en su defecto, cubrir la malla con pintura de luz ultravioleta.

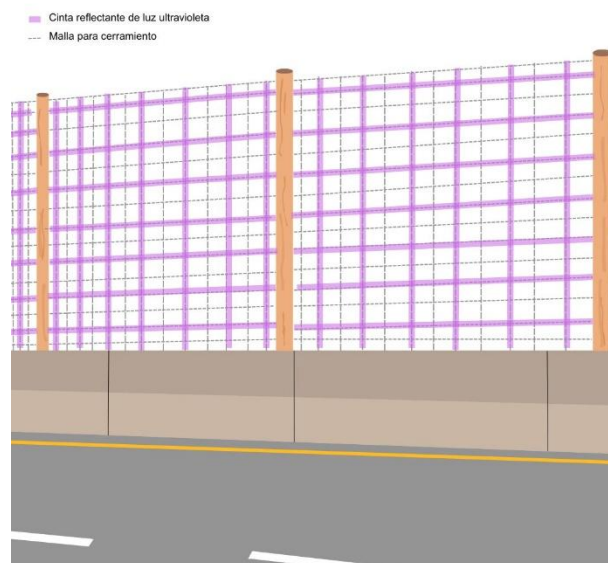


Figura 53. Ejemplo de alizador de vuelo en tipo malla reflectante de luz ultravioleta – Fuente propia

La altura de las mallas, en el contexto de este estudio, se estima adecuada en un rango de 3 a 4 m, pudiendo ser ligeramente menor para la vía del Seminario Portal Occidente como para Las Palmas, para determinar la altura se debe tomar como referencia la tipología y altura de los vehículos autorizados para circular en estas rutas. Se debe considerar que una altura superior a la recomendada puede incrementar el riesgo de colisión, especialmente para ciertas especies de aves que, debido a su tamaño corporal y capacidad de maniobra reducida en espacios restringidos, pueden representar un obstáculo (Boycott, 2020).

Para su instalación a nivel del suelo, se recomienda que la base de la malla sea enterrada a una profundidad aproximada de 20 cm, con el fin de evitar el paso de fauna por debajo y aumentar la estabilidad (MITECO, 2016).

Estos elementos en vías a nivel del suelo pueden tener el doble propósito de cerramiento, y alizador de vuelo para aves, por lo tanto, es ideal articularse con pasos de fauna, con el fin de que no se conviertan en una barrera absoluta, sino que por el contrario permitan la guía de animales a cruces seguros. De esta manera, la ubicación de los alzadores de

vuelo, también en función de cerramiento, deben construirse adecuadamente proporcionando una conexión adecuada con el relieve y la entrada de los pasos (para mayor detalle de recomendaciones de implementación consultar vallados perimetrales)

Vallados perimetrales

El objetivo de los cerramientos es guiar a los animales hacia cruces seguros, en puntos estratégicos donde la mortalidad tiende a ser elevada. De no complementarse con pasos de fauna, se estaría contribuyendo a aumentar el efecto barrera que generan las carreteras.

Conectar adecuadamente los vallados con puntos de cruce o viaductos, implica que exista una correcta alineación entre las terminaciones de los pasos, sin dejar aberturas en las zonas de conexión. Si los extremos del vallado no conducen correctamente es probable que el aumento de las colisiones se presente a los extremos de los mismos (Plante et al., 2019).

Recomendaciones para el diseño

Usualmente, los vallados utilizados para el redireccionamiento de fauna están fabricados con materiales como alambre galvanizado, malla de torsión o malla electrosoldada rígida. En términos generales, se recomienda una altura de 2 m, de los cuales al menos 20 cm deben estar enterrados (Corazón de la Amazonía, 2023), con una separación entre postes de 2 a 4 m (MITECO, 2016). No obstante, estas dimensiones pueden variar dependiendo de las condiciones del territorio.

La longitud de esta medida varía dependiendo del tramo de vía en que sea implementado. En los escenarios en los que estas estructuras se ubiquen a nivel del suelo y no sobre viaductos, su longitud está condicionada a los límites de propiedad privada y consensos con comunidades adyacentes. Longitudes extensas y continuas han mostrado ser más efectivas, probando con longitudes entre 2 a 25 km en contextos de paisajes boscosos (Ford et al., 2011). Las vallas de menor longitud de alrededor de 100 m no terminan siendo muy efectivas para disuadir a los animales, presentándose mayor atropellamiento a los extremos de la misma (Plante et al., 2019).

La altura de la cerca debe ajustarse en función de la pendiente del terreno (Corazón de la Amazonía, 2023). En sectores donde la fauna se aproxima desde una pendiente ascendente, puede ser necesario incrementar la altura para conservar su efectividad. En pendientes pronunciadas, también se sugiere reducir la distancia entre postes para garantizar una mayor estabilidad estructural (Hanophy, 2009). Además, es esencial considerar elementos que puedan disminuir la altura efectiva del vallado, como rocas, troncos o escombros, que podrían servir como plataforma para que un animal logre superar la barrera (Hanophy, 2009). El diseño debe minimizar el riesgo de lesiones en caso de intentos de salto por parte de los animales.

La densidad de la malla determina el tipo de fauna que puede ser excluida. En el caso de grandes mamíferos, se emplean comúnmente mallas con aberturas amplias, las cuales permiten el paso de pequeños vertebrados. Por ello, se recomienda reforzar la base del cercado con una malla de dimensiones reducidas (por ejemplo, con aberturas de 2×2 cm) hasta una altura de al menos 60 cm, para impedir el paso de especies pequeñas (MITECO, 2016).

Para especies trepadoras, es posible incorporar una extensión de malla en la parte superior de la cerca, inclinada a 45° en dirección opuesta a la vía, lo cual dificulta el ascenso y cruce (Australian Government, 2004). En algunos casos, se implementa también un enterramiento de la malla en forma de "L", donde una sección de la malla se extiende de manera horizontal bajo tierra, impidiendo que el animal excave directamente bajo la estructura (MITECO, 2016).

Además, dado que el terreno presenta condiciones de irregularidad topográfica, se propone el uso de vallados perimetrales modulares, compuestos por secciones independientes. Esta configuración presenta dos ventajas clave: por un lado, facilita la adaptación del vallado a zonas con pendientes, curvas o desniveles, donde los sistemas continuos suelen presentar dificultades de instalación; por otro, permite una respuesta rápida y eficiente en caso de daños, ya que ante la ruptura de un segmento no se requiere sustituir toda la línea, sino únicamente la sección afectada. Esto reduce los costos y tiempos de mantenimiento.

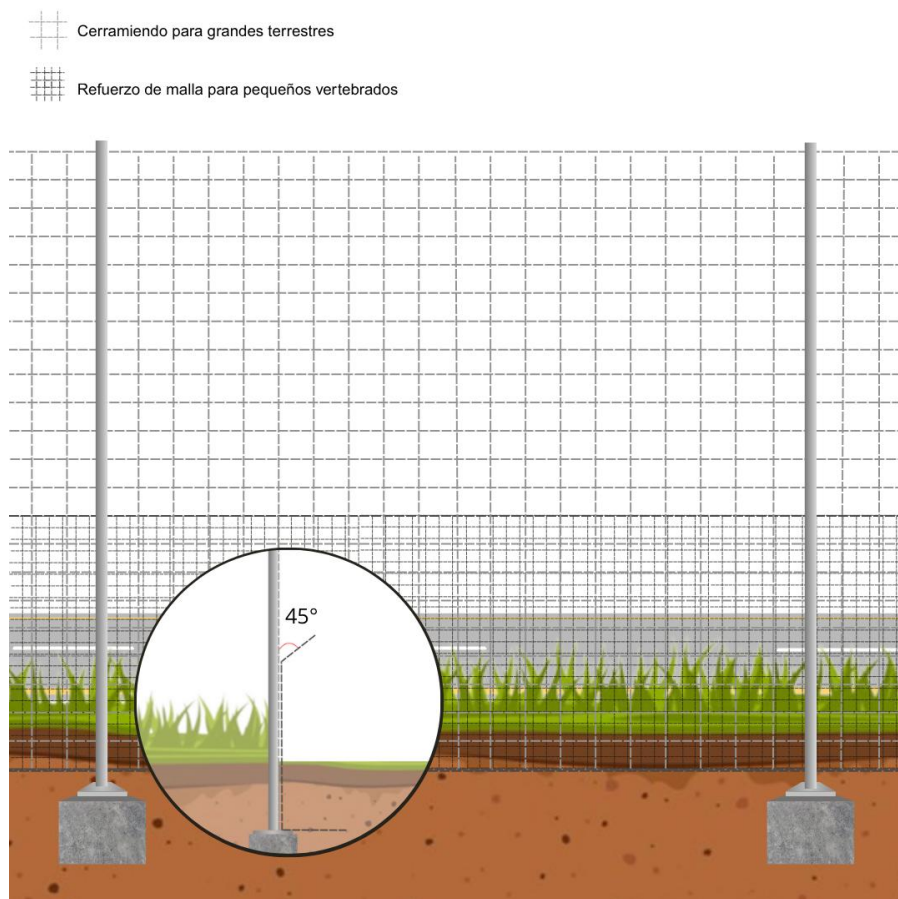


Figura 54. Ejemplo cerramiento en malla. Fuente: Elaboración propia



Figura 55. Ejemplo disposición de cerramientos - Fuente: Diego Méndez Urrego.

Pasos de fauna de dosel

Los pasos arbóreos están orientados a satisfacer las necesidades de desplazamiento de especies con hábitos arborícolas, especialmente en contextos donde la continuidad del dosel natural no permite una conexión efectiva entre ambos lados de una vía. Su implementación busca restablecer la conectividad estructural y funcional del paisaje para especies que dependen del dosel para moverse (Jaramillo-Fayad et al., 2021).

La efectividad de estos pasos depende en gran medida de su diseño, ya que diferentes especies presentan preferencias particulares en cuanto a las características estructurales del paso (Stewart et al., 2020). No obstante, en este caso se busca maximizar el uso por parte del mayor número posible de especies arborícolas, sin restringirse a un grupo taxonómico específico (Jaramillo-Fayad et al., 2021). Por tanto, las recomendaciones de diseño adoptan un enfoque generalista que garantice accesibilidad y funcionalidad tanto para especies de gran tamaño, como el oso perezoso (*Choloepus hoffmanni*), como para

pequeños arbóreos, por ejemplo, ardillas (*Sciurus granatensis*) presenciadas según el EIA, asegurando así una conectividad efectiva para diversos grupos funcionales.

Recomendaciones para el diseño

Diseños simples pueden resultar eficaces para especies altamente ágiles; sin embargo, dado que se pretende que las estructuras de paso también sean funcionales para especies con menor agilidad, es fundamental tener en cuenta ciertos criterios en su diseño.

Diversos estudios (Narvárez-Rivera & Lindshield, 2022; Mitchell et al., 2022) han señalado que la pasarela sobre la cual se desplazan los animales debe proporcionar estabilidad y rigidez suficiente para evitar balanceos o movimientos excesivos durante su uso, ya que esto podría generar desconfianza o desincentivar su utilización. Asimismo, es importante que la superficie del paso ofrezca puntos de apoyo seguros, especialmente para especies con limitaciones en su capacidad de agarre.

Aunque los diseños simples han demostrado ser eficaces en distintos países (Yap et al., 2022; Laidlaw et al., 2021; Goldingay & Taylor, 2017) la inclusión de otros elementos estructurales podría ampliar la cobertura de especies beneficiadas. En este sentido, se propone como mejora la instalación de una pasarela rígida, construida con tablas de madera plástica u otro material resistente, dispuestas con una separación corta que permita la infiltración de agua y el paso de material vegetal. Este diseño busca disminuir la necesidad de maniobras durante el cruce y reducir la percepción de inseguridad al proporcionar una superficie continua. Además, al no incorporar recubrimientos de malla, se minimiza el riesgo de atrapamiento para los animales que la utilicen.



Figura 56. Ejemplo de recubrimiento de pasarela con malla – Fuente propia

Es fundamental que los pasos de fauna estén acondicionados de forma armónica con el entorno, ya que esto puede incentivar su uso por parte de diversas especies. En este sentido, se recomienda que los materiales empleados en la construcción de estas estructuras se asemejen con el entorno (Narváez-Rivera & Lindshield, 2022), sin embargo, se reconoce que pueden no ofrecer las propiedades estructurales necesarias en términos de resistencia y durabilidad, por lo que su elección debe ser cuidadosamente evaluada con apoyo de profesionales en ingeniería civil o estructural. El uso de materiales metálicos, como alambres galvanizados, no se considera recomendable debido a su limitada resistencia a la corrosión por las condiciones climáticas, lo cual compromete la vida útil de la estructura (Narváez-Rivera & Lindshield, 2022). Alternativas como sogas de alta resistencia han demostrado mayor adaptabilidad, durabilidad y versatilidad (Teixeira et al., 2013), constituyéndose como una opción viable para pasos de dosel.

Reconociendo que la habituación a estas estructuras puede ser lenta para ciertas especies, una estrategia adicional para fomentar su uso es la implementación de cerramientos laterales en las pasarelas. Estos cerramientos, mediante el uso de mallas, disminuyen la sensación de exposición y proporcionan una mayor sensación de seguridad y resguardo, tanto frente a depredadores como ante perturbaciones humanas (López-Ramírez et al., 2024). Asimismo, estas mallas pueden ser acondicionadas con enredaderas de crecimiento controlado.

Por otro lado, en la parte superior de los pasos de fauna arbóreos, se recomienda mantener una cuerda tensada con diámetros adecuados (aproximadamente entre 4 y 10 cm) (Corazón de la Amazonía, 2023) como vía de desplazamiento para especies arborícolas como el perezoso. Esta cuerda cumple también la función de actuar como elemento disuasorio contra depredadores aéreos.

Se ha identificado que un diseño tridimensional triangular **Figura 57** resulta especialmente útil en este contexto, al proporcionar un doble propósito funcional. Por un lado, un recubrimiento superior tipo techo en la parte alta del paso actúa como protección adicional frente a la depredación, y por otro, evita la acumulación de material vegetal (como hojas y ramas) sobre la estructura, lo cual puede afectar la estabilidad y uso del paso (Minato et al., 2022; Moffat et al., 2022). Se desaconseja el uso de materiales metálicos para este recubrimiento, ya que estos modifican las condiciones térmicas internas, creando un ambiente desfavorable para muchas especies sensibles a los cambios de temperatura.

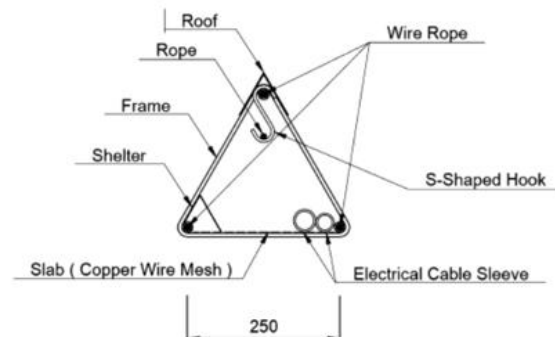


Figura 57. Caso de paso de fauna tridimensional – (Minato et al., 2022)

En el caso de estructuras triangulares, se debe considerar que el tamaño del túnel influye significativamente en la frecuencia de uso por pequeños y medianos mamíferos. Estudios han evidenciado que existe preferencia por pasarelas angostas, siendo recomendable una anchura mínima de 20 cm (MITECO, 2016), otros recomiendan anchuras mayores a 30 cm (Corazón de la Amazonía, 2023). Sin embargo, para garantizar la funcionalidad del paso para múltiples especies, se sugiere basar el diseño en las dimensiones de la especie de mayor tamaño que podría hacer uso de la estructura.

Un elemento esencial en el éxito de estas estructuras es la existencia de accesos desde el dosel arbóreo hacia el paso. Estos accesos pueden estar conformados por cuerdas, rampas o plataformas sencillas (Balbuena et al., 2019), pero deben estar diseñados cuidadosamente para no generar daños a la vegetación circundante.

Como medida complementaria, la plantación de árboles altos en cercanías al paso puede ayudar a bloquear la luz de los vehículos y amortiguar el ruido, contribuyendo a un entorno más favorable para la fauna (Minato et al., 2022). Por tanto, si dentro del proyecto se consideran actividades de reforestación, las áreas adyacentes a los pasos de fauna son particularmente idóneas.

Para asegurar la pertinencia técnica del diseño, se recomienda seguir las especificaciones planteadas en la Guía Ambiental de Pasos de Fauna Silvestre en Infraestructura Lineal (Corazón de la Amazonía, 2023).

Pasos interiores – Adaptaciones de alcantarillas

Este tipo de medidas está orientado a facilitar el cruce de animales de pequeño y mediano tamaño mediante el aprovechamiento de obras de drenaje existentes, ya sea en condición seca o mediante la adaptación de pasarelas elevadas en aquellos casos donde exista flujo continuo de agua.

Inicialmente, es fundamental evaluar la adaptabilidad de las alcantarillas existentes en función de sus dimensiones con el fin de determinar su potencial para ser adaptadas como pasos de fauna. Para ello, se recomienda consultar las especificaciones técnicas establecidas en la *Guía Ambiental de Pasos de Fauna Silvestre en Infraestructura Lineal*. Entre los criterios más relevantes, se establece que las alcantarillas deben contar con dimensiones mínimas de 2 × 2 m, y que su longitud no debe superar los 70 m. Alcantarillas con dimensiones menores limitan significativamente la capacidad de uso por parte de un mayor número de especies, reduciendo así su funcionalidad ecológica (MITECO, 2016).

Si la alcantarilla tiene flujo de agua continuo se deberán implementar pasarelas secas, elevadas sobre el nivel máximo del agua. Estas pasarelas deben tener una anchura mínima de 50 cm y debe incorporarse adecuadamente en los extremos del terreno, las especies carnívoras presentan preferencias por caminos secos angostos de incluso, más

de 50m (Craveiro et al., 2019). Las rampas de acceso no deberán superar una inclinación máxima de 45°, se recomiendan valores de 30° (Corazón de la Amazonía, 2023). Esto, debe tenerse muy presente para aquellos casos donde las entradas o salidas de las estructuras tengan secciones escalonadas. Cuando el terreno que conecta con las pasarelas es muy irregular, las acumulaciones de piedra resultan particularmente útil para proporcionar estabilidad y garantizar continuidad.

Entre los acondicionamientos para incentivar el uso por parte de animales, se pueden ubicar hileras de piedras, troncos o ramas secas en los márgenes laterales de la estructura, incentivando también refugios para animales de tamaño pequeño. La vegetación juega un papel importante para incentivar su uso, inicialmente, la vegetación no debería ser densa, aquella vegetación herbácea de más de 76cm de altura pudo haber dificultado el descubrimiento por parte de los animales, según Craveiro et al., (2019). Sin embargo, una vez reconozcan y se habitúen a los pasos, la continuidad de vegetación entre los accesos y el paso es indispensable para guiar los animales. Mientras sea compatible el diseño, debe favorecerse la presencia de vegetación arbustiva y arbórea.

En estas adaptaciones es importante que los cerramientos o vallados perimetrales conecten adecuadamente las salidas de la estructura, jugando un papel indispensable para su efectividad, tal como se presenta en la **Figura 58**.

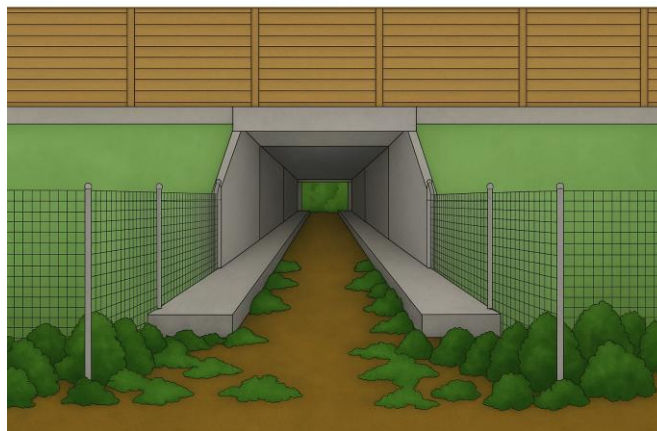


Figura 58. Ejemplo de cerramiento hasta aletas de alcantarilla. Fuente: Generada con IA

5.2.2 Ubicaciones sugeridas de medidas de prevención y mitigación

La ubicación de las medidas descritas se definió con base en la localización de los hotspot de atropellamiento, la conectividad ecológica y la presencia de elementos físicos que pueden actuar como barreras al movimiento de la fauna. Es importante resaltar que, debido al grado de urbanización del entorno, las vías presentan un mayor número de estructuras que pueden representar obstáculos para la movilidad de los animales. Un ejemplo común identificado en todas las vías fue la presencia de cerramientos con alambre. El éxito en la implementación y funcionamiento de las medidas también dependerá en gran medida de una adecuada aceptación y participación de las comunidades locales, especialmente debido al alto número de predios de propiedad privada aledaños a la infraestructura vial.

Otro aspecto considerado, alrededor de las obras de drenaje presentes, fue sobre la tipología y dimensiones, priorizando aquellas con dimensiones mayores a 36" de diámetro, dado que las de menor tamaño tienen mayor riesgo a obstruirse, comprometiendo su funcionalidad tanto hidráulica como ecológica, por lo cual, no es posible garantizar su uso sin una inspección en campo. Por esta razón, las obras de drenaje propuestas corresponden principalmente a estructuras tipo *box culvert*, dado que estas permiten un espacio más amplio, respondiendo también a las recomendaciones de buenas prácticas establecidas en literatura técnica y guías especializadas sobre dimensiones adecuadas para la fauna.

Seminario Portal Occidente

Esta vía, al contar con viaductos a lo largo de gran parte de su trazado, ofrece una mayor permeabilidad al desplazamiento de la fauna silvestre, al facilitar la movilidad sin requerir el cruce directo de la calzada (MITECO, 2010). No obstante, se identificaron potenciales barreras físicas que podrían comprometer esta funcionalidad, los cuales deben ser evaluados para garantizar una conectividad efectiva (MITECO, 2016).

El tramo comprendido entre la salida del Túnel seminario en dirección a Túnel Oriente y el PR 2, es uno de los segmentos ubicados a nivel del suelo, donde se concentran el mayor número de puntos críticos de atropellamiento de fauna silvestre. Al mismo tiempo, en este

segmento, el tramo ubicado entre el PR 1+170 al 1 + 990, presenta un vallado de malla de simple torsión en el costado de la calzada en sentido Medellín - Rionegro.

Dado que en este tramo no se han implementado pasos de fauna, la instalación de estos cerramientos incrementa el efecto barrera, ya que limitan el paso de los animales sin ofrecer una alternativa de cruce seguro. Durante el reconocimiento de campo, se identificaron dos discontinuidades en el cerramiento: La primera abertura, de mayor tamaño, se ubica aproximadamente en el PR 1+400 y la segunda abertura, más reducida, se localiza alrededor del PR 1+620. Ambos accesos representan puntos potenciales de ingreso de fauna silvestre al corredor vial, esta situación puede favorecer eventos de atropellamiento alrededor de estas zonas, **Figura 59**.

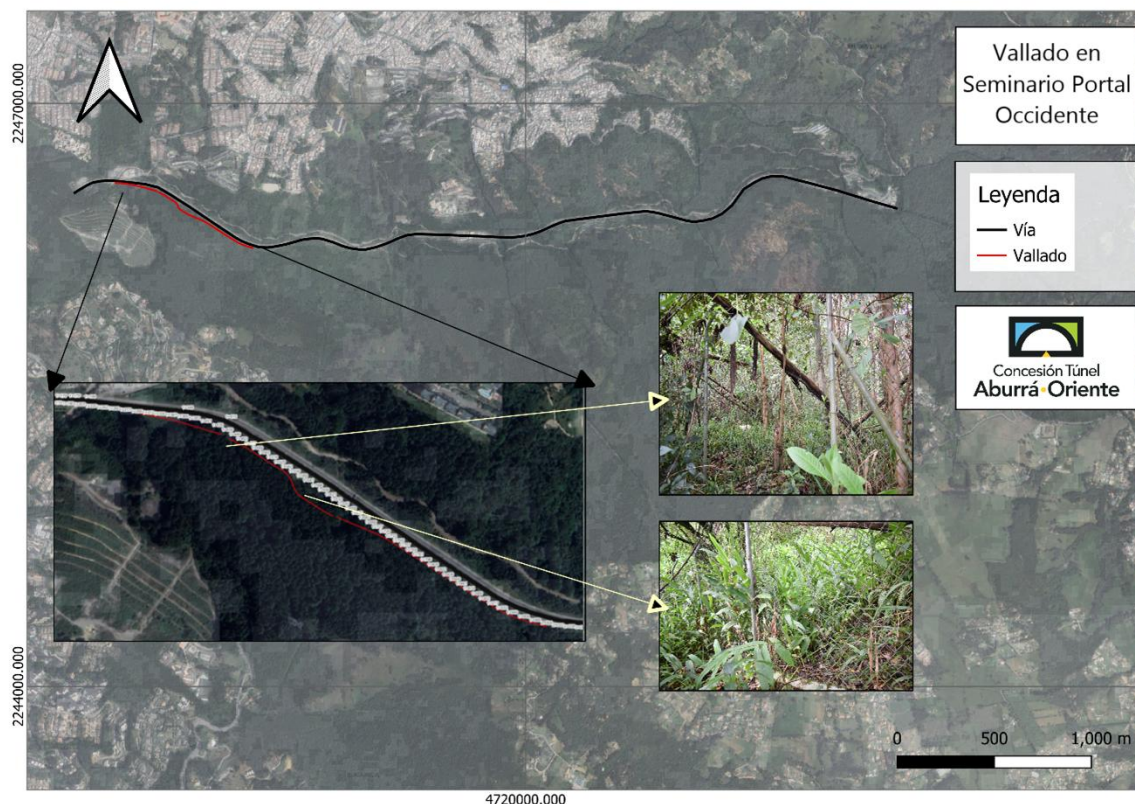


Figura 59. Discontinuidades en el vallado - Seminario Portal Occidente

Es importante tomar como referencia los hotspot de atropellamiento para ubicar las medidas de prevención y mitigación. Si bien no es posible discriminar de forma precisa las

especies involucradas en cada uno de estos núcleos, se realizó una inspección visual del registro crudo de atropellamientos en el entorno de los hotspot identificados. Este análisis evidenció que, en todos los casos hay presencia de atropellamiento tanto de aves como de mamíferos. Por lo tanto, se recomienda que en la zona de influencia de los hotspot se implementen medidas combinadas para estos dos grupos, en este caso, tanto medidas de alcantarillas adaptadas como alzadores de vuelo para aves, cabe resaltar que este último también puede cumplir la función de cerramiento.

Por otro lado, para esta vía se identificó una limitación asociada a la implementación de pasos de dosel, relacionada con las irregularidades del terreno. Los tramos donde se localizan los hotspot presentan esta condición irregular, donde un extremo del paso de fauna puede terminar por no conectar adecuadamente con la cobertura arbórea. En función de esto, se recomienda realizar una evaluación detallada en campo en conjunto con un profesional de ingeniería, para evaluar la viabilidad de la implementación del paso y determinar el lugar más adecuado según condiciones topográficas. Adicionalmente, en los registros de atropellamiento no se identificaron especies con hábitos predominantemente arborícolas, por lo cual los pasos de dosel no son prioritarios.

Los lugares donde hayan pendientes pronunciadas en ambos costados, se pueden aprovechar como barreras naturales **Figura 60**, conectando los alzadores con los extremos de estas laderas. En caso de que no se aproveche esta condición topográfica, los alzadores de vuelo deberán rodear por encima las colinas. Con respecto a los alzadores de vuelo, en la **Figura 61** y **Tabla 23**, se presentan los lugares y longitudes sugeridas para su instalación (modificables según evaluación en campo). Adicionalmente, en algunos sectores, la propuesta de ubicación de los alzadores de vuelo se extiende hasta los viaductos, en estos casos, se recomienda que estas barreras se fijen en la parte trasera de la estructura.



Figura 60. Barreras aprovechables como alzadores naturales. Fuente: Google Earth Pro

Tabla 23. Puntos de referencia para alzadores de vuelo - Seminario Portal Occidente

PR	Sentido	Longitud (m)
1+212 al 1+435	Rionegro - Medellín	224.216
1+328 al 1+653	Medellín - Rionegro	322.544
1+511 al 1+722	Rionegro - Medellín	208.590
1+786 al 2+210	Rionegro - Medellín	412.777
1+994 al 2+073	Medellín - Rionegro	78.081
3+562 al 3+862	Rionegro - Medellín	298.538
3+640 al 3+833	Medellín - Rionegro	191.273
3+876 al 4+176	Rionegro - Medellín	300.976

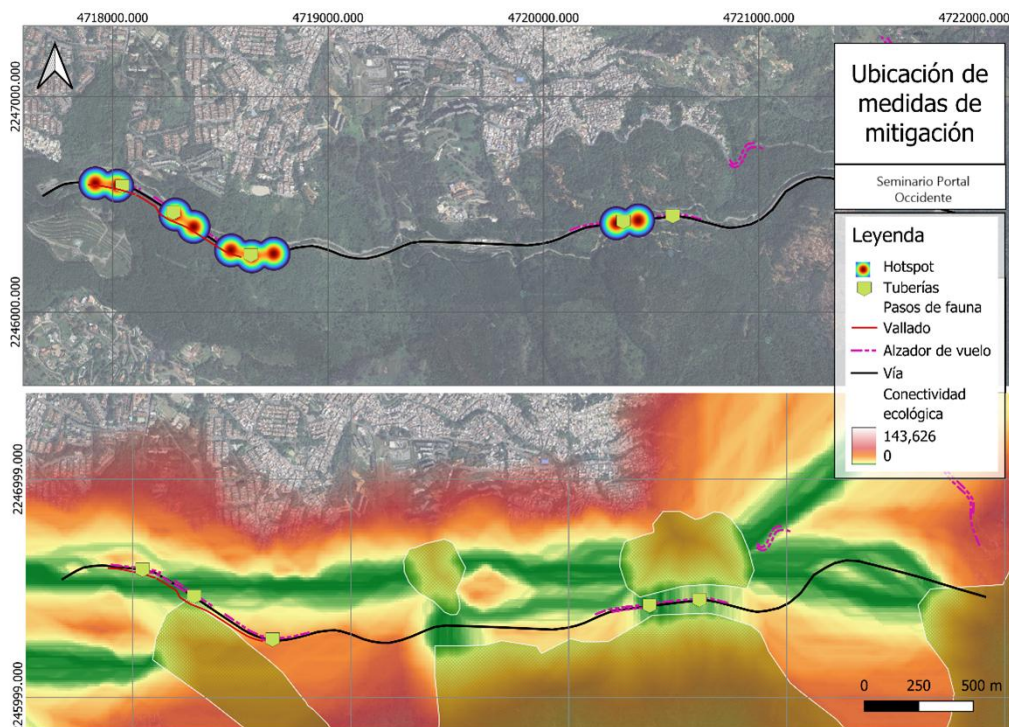


Figura 61. Ubicación de medidas de mitigación - Seminario Portal Occidente

Se identificaron cinco tuberías en la parte central de cada tramo con alzadores de vuelo, que pueden ser susceptibles de adaptar con pasarelas para pasos de fauna, sin embargo, se recomienda una visita de campo con un ingeniero, para consultar la viabilidad de adaptación. La ubicación de dichos puntos se localizan en los Pr 1+355, 1+625, 2+040, 3+812 y 4+043.

En estas adaptaciones se podrá aprovechar la malla de simple torsión existente. En las inmediaciones de las tuberías se debe abrir un acceso y en las aletas de la obra se debe disponer adecuadamente una malla que direcciona el paso hacia las pasarelas. Además, los accesos existentes deberán cercarse adecuadamente para evitar que los animales ingresen a la vía en tramos peligrosos.

Los alzadores se encuentran ubicados estratégicamente en los márgenes de la vía donde se considere necesario elevar el vuelo de las aves, ya sea por la cercanía a cobertura arbórea o por las condiciones topográficas del margen opuesto, de la misma manera estos

mismos tramos incluirán alcantarillas adaptadas que favorecen el paso de pequeños y medianos vertebrados, con el fin de no aumentar el efecto barrera.

En la **Figura 61** también es posible evidenciar que los lugares donde se ubican estos alzadores coinciden en su mayoría con corredores ecológicos. En aquellos tramos donde se identifica que la conectividad ecológica es interrumpida por la vía (a nivel del suelo) de manera opcional y sujeto a la disponibilidad presupuestal, se podrán implementar alzadores de vuelo en dichos tramos, sin embargo, es posible que la conectividad ecológica se vea afectada por la presencia de barreras de separación predial figurando como un obstáculo.

Finalmente, si bien la construcción en viaducto representa una ventaja en términos de permeabilidad del paisaje, permitiendo el desplazamiento de la fauna por debajo de la infraestructura vial, es importante considerar que los vallados de alambre instalados en estos sectores pueden limitar considerablemente la movilidad de los animales (MITECO, 2016). Esta problemática ha sido documentada en diversos países (Hanophy, 2009)

Figura 62. La disposición de estos cerramientos no presenta una altura adecuada que permita el paso de los animales: no son lo suficientemente bajos para que puedan ser superados mediante un salto, ni lo suficientemente altos para permitir el paso por debajo. Además, estos alambres son poco visibles, por lo cual, los animales pueden quedar enganchados o lastimados por las púas intermedias (Hanophy, 2009). Otro aspecto negativo es que estos cerramientos tienden a acumular vegetación con facilidad, lo que obstruye aún más el paso.

En caso de considerarse modificaciones a estas estructuras, se recomienda la implementación de cerramientos tipo “poste y riel” en madera, que, además de integrarse mejor al entorno natural, permiten mayor visibilidad y adaptabilidad (Hanophy, 2009). Bajo el escenario donde se mantienen los alambres, incluso una unión de ellos en puntos intermedios del poste pueden favorecer el paso **Figura 63.**



Figura 62. Casos de ejemplo del impacto de alambrados en la fauna (Hanophy, 2009)



Figura 63. Casos de ejemplo de modificaciones a alambrados (Hanophy, 2009)

En la parte inferior de los viaductos se ha identificado la presencia de cerramientos tipo alambrado, cuya extensión aún no ha sido completamente determinada. La existencia de estas estructuras representa una limitación significativa a la movilidad de la fauna silvestre, incluso en contextos donde la infraestructura vial (como en el caso de los viaductos) favorecería una alta permeabilidad del paisaje.

Estos cerramientos prediales interrumpen las áreas más accesibles para el desplazamiento de fauna, particularmente bajo el viaducto, lo que evidencia una contradicción entre el diseño vial favorable y la presencia de cerramientos que generan un efecto barrera.

En el caso de la vía Seminario Portal Occidente, como se observa en la **Figura 64**, se identificaron diferentes aspectos clave: La Figura A muestra un tramo donde la vía presenta una continuidad de cerramientos, iniciando con vallado de malla de simple torsión, seguido inmediatamente por alambrados con púas, lo que limita de forma continua el paso de la fauna. La Figura B evidencia la baja visibilidad de estos alambrados, incrementando el riesgo de colisión o atrapamiento por parte de la fauna. Además, se observa que los alambres se distribuyen a distancias cortas entre sí, formando una barrera densa y continua. La Figura C muestra la acumulación de maleza y vegetación sobre estos alambrados, lo cual contribuye a la obstrucción del paso. Finalmente, la Figura D confirma que estas barreras también se encuentran dispuestas directamente bajo los viaductos, interrumpiendo las zonas que deberían funcionar como pasos naturales para la fauna silvestre.



Figura 64. Alambrados en Seminario Portal Occidente. Fuente: Elaboración propia

Como recomendación final, se resalta que, con la construcción del nuevo viaducto, en aquellos tramos en los que la vía se ubique a nivel del suelo y se genere una separación entre calzadas, no se debe promover la presencia de vegetación atractiva para la fauna silvestre (MITECO, 2010). Específicamente, se debe evitar la plantación de especies que, por sus colores llamativos, frutos u otras características florales, puedan actuar como elementos de atracción.

Esto es especialmente relevante en áreas donde exista una zona verde entre calzadas, ya que, a mayor extensión de vegetación en este espacio, menor debe ser su atractivo ecológico para los animales (MITECO, 2010). Lo anterior con el fin de reducir el riesgo de ingreso de fauna al corredor vial y, por ende, mitigar eventos de atropellamiento o interacciones conflictivas con vehículos.

Las Palmas

Esta vía, al igual que el Seminario Portal Occidente, presenta márgenes con coberturas boscosas extensas; no obstante, el paisaje se encuentra altamente fragmentado como

consecuencia del avance de la urbanización. En este contexto, la implementación de medidas, particularmente los cerramientos perimetrales, enfrenta limitaciones derivadas de los actuales usos del suelo y la presencia de propiedades privadas.

Se recomienda que, para esta vía, la instalación de cerramientos tenga un proceso de socialización con las comunidades locales, con el fin de garantizar su efectividad, apropiación social y mantenimiento en el tiempo. Este enfoque participativo no solo puede favorecer el cuidado de las estructuras, sino también contribuir a la reducción de actos de vandalismo.

Por otro lado, muchos de estos cerramientos no podrán mantenerse de forma continua a lo largo de la vía, debido a la presencia de múltiples caminos secundarios y accesos a propiedades privadas que conectan directamente con la red vial. Este factor afectará directamente la funcionalidad ecológica de los vallados, ya que inevitablemente existirán puntos de discontinuidad por donde la fauna silvestre podría ingresar al corredor vial.

Adicionalmente, se propone aprovechar estructuras existentes, como muros verdes o cerramientos prediales, para complementar la instalación de nuevos vallados **Figura 65**. Esta estrategia puede reducir costos y minimizar el impacto visual.



Figura 65. Cerramiento con vegetación en la vía Las Palmas. Fuente: Google Earth Pro
Para esta vía no se registraron eventos de atropellamiento asociados a especies con hábitos predominantemente arborícolas. En consecuencia, los pasos de fauna propuestos

corresponden a la adaptación de estructuras tipo *box culvert*, dirigidos principalmente a fauna terrestre.

De igual manera, se recomienda complementar los cerramientos con cintas reflectivas UV, dado el alto número de atropellamientos registrados en aves. Estas cintas pueden aumentar la visibilidad de los vallados, alertando a las aves y reduciendo el riesgo de colisión. En este sentido, cada cerramiento cumple una doble función: facilitar el direccionamiento de animales terrestres hacia cruces seguros y, a su vez, inducir el alza de vuelo de aves en zonas críticas.

En total, se propone la instalación de 10 cerramientos, cuya distribución y longitud se detallan en la **Tabla 24** y **Figura 66**. Además, cabe resaltar que en algunos tramos el trazado no considera los puntos de acceso a vías alternas, a la hora de implementarse este vallado deberán respetarse adecuadamente estas zonas.

Tabla 24. Puntos de referencia para alzadores de vuelo - Las Palmas

PR	Sentido	Longitud (m)
7+990 al 8+623	Rionegro - Medellín	642.963
8+346 al 8+680	Medellín - Rionegro	304.985
8+805 al 9+539	Medellín - Rionegro	821.769
8+876 al 9+493	Rionegro - Medellín	597.446
10+545 al 11+003	Medellín - Rionegro	453.644
10+655 al 10+996	Rionegro - Medellín	322.321
11+307 al 12+123	Medellín - Rionegro	829.111
11+296 al 12+134	Rionegro - Medellín	737.378
12+763 al 13+804	Medellín - Rionegro	970.901
12+775 al 13+766	Rionegro - Medellín	997.172

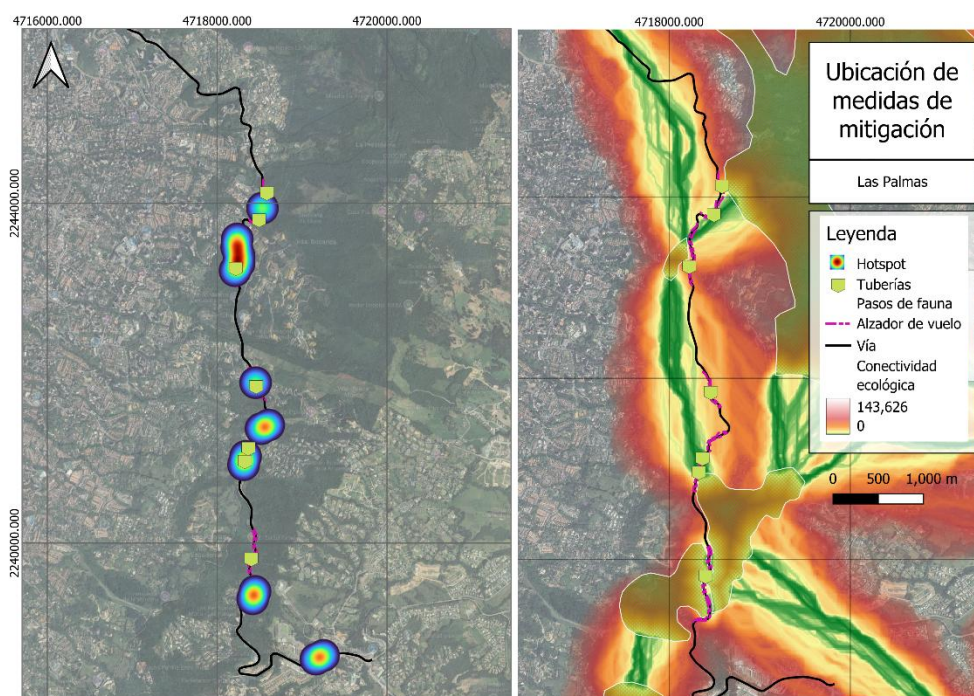


Figura 66. Ubicación de medidas de mitigación - Las Palmas

Se identificaron siete tuberías en la parte central de cada tramo con alzadores de vuelo, que pueden ser susceptibles de adaptar con pasarelas para pasos de fauna, sin embargo, se recomienda una visita de campo con un ingeniero, para consultar la viabilidad de adaptación. La ubicación de las tuberías se localiza en los Pr 8+168, 8+512, 9+338, 10+803 , 11+765, 11+926 y 13+161.

El mapa de conectividad ecológica permite identificar siete tramos con presencia de hotspot de atropellamiento, de los cuales cuatro se superponen con corredores ecológicos previamente delimitados. De manera complementaria y opcional, se podrán implementar vallados y adaptaciones en aquellos tramos donde, si bien no se presentan concentraciones significativas de atropellamientos, sí se evidencia una interrupción de los corredores ecológicos, con el fin de conservar la funcionalidad ecológica del paisaje.

De forma similar a lo observado en el Seminario Portal Occidente, esta vía cuenta también con un vallado de malla de simple torsión, ubicado entre el PR 15+526 al PR 15+712 y del PR 15+846 al PR 16+026. No obstante, este cerramiento corresponde a un predio privado.

La particularidad de este contexto radica en que, en las inmediaciones de dicho cerramiento, no existen alcantarillas adaptables para su habilitación como paso de fauna, y la zona presenta un alto grado de intervención antrópica. En este escenario, cercar el lado opuesto de la vía podría incrementar el efecto barrera, dificultando aún más la movilidad de la fauna silvestre.

Por lo tanto, en esta zona se recomienda priorizar medidas de tipo preventivo, como la instalación de señalizaciones viales, marcaciones sobre la calzada y reductores de velocidad, dado que no es viable implementar estructuras de cruce para fauna en este tramo.

Variante Palmas

Esta vía se encuentra en una zona mayormente intervenida, por lo cual, los vallados no son continuos, siendo interrumpidos constantemente por entradas alternas a la vía, esto supone que la implementación de cerramientos puede generar conflicto de intereses, por lo tanto, se debe realizar un trabajo de socialización y participación con las comunidades en el área de influencia de estos vallados. Inicialmente, es indispensable validar su extensión en campo e identificar posibles dificultades con su instalación.

Una longitud constante de los cerramientos contribuye a aumentar su efectividad, implementar cerramientos cortos puede ser poco efectivo y costoso. Adicionalmente, se identificó otra limitante asociada a la poca cantidad de obras de drenaje con dimensiones mayores a Ø 36", las cuales son más idóneas para adaptaciones.

Por otro lado, la zona de acumulación de atropellamiento de fauna ubicada entre el Pr 11+573 al 11+715, presenta limitaciones en la implementación de medidas de mitigación. Aunque en este tramo se han registrado especies atropelladas con hábitos arbóreos, terrestres y de vuelo, no se cuenta con alcantarillas existentes adecuadas por sus dimensiones que puedan ser adaptadas para el paso de fauna terrestre, ni con una cobertura arbórea continua que permita establecer pasos aéreos o de dosel, ya que ambos márgenes del corredor vial se encuentran conectados a zonas urbanizadas. Como alternativa complementaria, se propone de manera opcional la instalación de alzadores de vuelo para aves, con una extensión limitada de no más de 100 m, con el fin de no incrementar el efecto barrera en el paisaje. Adicionalmente, se recomienda implementar

medidas de prevención, como la instalación de señalización y reductores de velocidad, que adviertan a los conductores sobre la posible presencia de fauna silvestre.

Una vez identificadas las principales limitaciones de esta zona, se procede a realizar observaciones sobre la ubicación de los pasos de fauna existentes, y se plantean medidas complementarias. Es importante resaltar que el propósito de este análisis no es desestimar los esfuerzos previos, sino articular nuevas estrategias desde un enfoque complementario y basado en investigación. La **Tabla 25** presenta un resumen de las observaciones realizadas para cada tipología de paso.

Tabla 25. Observaciones de los pasos de fauna existentes

PR	Tipo	Observación
13+950	Arborícola	La ubicación no es la más adecuada. El tramo no presenta concentración significativa de atropellamientos. Además, los parches de vegetación son poco continuos debido al grado de intervención.
12+363	Arborícola	Aunque la zona no presenta una concentración significativa de atropellamientos, su ubicación no se encuentra en un área altamente intervenida, y permite la conexión entre pequeños parches de vegetación. De manera opcional se podrán implementar accesos entre la cobertura arbórea y el paso.
9+715	Arborícola	Se encuentra ubicado en una zona intervenida, sin embargo, conecta pequeños fragmentos de vegetación. Este paso no está ubicado en una zona con concentración de atropellamientos. De manera opcional se podrán implementar accesos entre la cobertura arbórea y el paso.
9+480	Arborícola	Se encuentra ubicado en una zona intervenida, sin embargo, conecta pequeños fragmentos de vegetación. Este paso no está ubicado en una zona con concentración de atropellamientos. De manera

		opcional se podrán implementar accesos entre la cobertura arbórea y el paso.
9+270	Arborícola	Está ubicado en una zona que concentra eventos de atropellamiento. Se recomienda implementar múltiples accesos entre la cobertura arborea y el paso.
9+050	Subterráneo	Se encuentra en una zona de concentración de atropellamientos, se deben ubicar cerramientos que direccionen la entrada al paso. Sin embargo, la continuidad del cerramiento se ve comprometida por la presencia de accesos alternos, lo que reducirá su efectividad como medida de conducción.
8+810	Subterráneo	Se encuentra en una zona de concentración de atropellamientos, se deben ubicar cerramientos que direccionen la entrada al paso. Sin embargo, la continuidad del cerramiento se ve comprometida por la presencia de accesos alternos, lo que reducirá su efectividad como medida de conducción.
8+950	Arborícola	Este paso se ubica entre dos zonas de concentración de atropellamiento, además no está en un área altamente intervenida y conecta pequeños parches de bosque. De manera opcional se podrán implementar accesos entre la cobertura arbórea y el paso.
8+175	Subterráneo	Se encuentra en una zona de concentración de atropellamientos. Debe implementarse un cerramiento para redireccionar adecuadamente a los animales.
8+120	Arborícola	Se encuentra en una zona de concentración de atropellamientos. Se recomienda implementar múltiples accesos entre la cobertura arbórea y el paso.
7+320	Subterráneo	Se encuentra en una zona de concentración de atropellamientos, se deben ubicar cerramientos que direccionen la entrada al paso. Sin embargo, la

		continuidad del cerramiento se ve comprometida por la presencia de accesos alternos, lo que reducirá su efectividad como medida de conducción.
6+975	Arborícola	Se encuentra ubicado en una zona intervenida, sin embargo, conecta pequeños fragmentos de vegetación. Este paso no está ubicado en una zona con concentración de atropellamientos. De manera opcional se podrán implementar accesos entre la cobertura arbórea y el paso.
6+090	Subterráneo	A pesar de que la zona no concentra significativamente eventos de atropellamiento, la ubicación está en una zona boscosa. De manera opcional se podrán implementar vallados perimetrales.
5+850	Arborícola y Subterráneo	A pesar de que la zona no concentra significativamente eventos de atropellamiento, la ubicación está en una zona boscosa. De manera opcional se podrán implementar vallados perimetrales.
4+230	Subterráneo	Se encuentra en una zona de concentración de atropellamientos. Debe implementarse un cerramiento para redireccionar adecuadamente a los animales.
0+930	Subterráneo	Se encuentra en una zona de concentración de atropellamientos. Debe implementarse un cerramiento para redireccionar adecuadamente a los animales.
0+000	Subterráneo	No se encuentra en una zona crítica de eventos de atropellamiento. De manera, opcional se podrá instalar un cerramiento.



Figura 67. Ejemplo de discontinuidad de cerramiento por caminos alternos. Fuente: Elaboración propia

De manera complementaria a los pasos existentes, se recomienda la implementación de un vallado perimetral. Considerando que el tramo de vía evaluado presenta un número elevado de pasos de fauna, la instalación de nuevos pasos podría resultar ineficiente y costoso. Actualmente, la densidad de pasos supera la recomendación mínima establecida (1 paso/km) para pequeños vertebrados en paisajes transformados por actividades humanas. Los cerramientos propuestos para cada paso existente se presentan en la **Tabla 26**.

Tabla 26. Puntos de referencia para alzadores de vuelo - Variante Palmas

PR	Sentido	Longitud (m)
8+973 al 9+326	Rionegro - Medellín	347.689
9+293 al 9+190	Medellín - Rionegro	102.502
9+041 al 9+180	Medellín - Rionegro	139.237
7+881 al 8+977	Medellín - Rionegro	1098.707
8+767 al 8+955	Rionegro - Medellín	201.719
7+868 al 8+753	Rionegro - Medellín	886.269
7+207 al 7+508	Rionegro - Medellín	300.887

7+232 al 7+381	Medellín - Rionegro	148.230
3+787 al 4+785	Rionegro - Medellín	989.244
3+758 al 4+778	Medellín - Rionegro	1028.895
2+863 al 3+247	Medellín - Rionegro	370.710
2+936 al 3+220	Rionegro - Medellín	286.279
2+213 al 2+669	Medellín - Rionegro	468.339
2+362 al 2+669	Rionegro - Medellín	298.399
0+875 al 1+831	Medellín - Rionegro	964.226
0+833 al 1+589	Rionegro - Medellín	250.806
1+512 al 0+834	Rionegro - Medellín	683.231
0+209 al 0+717	Medellín - Rionegro	503.160
0+209 al 0+632	Rionegro - Medellín	345.696

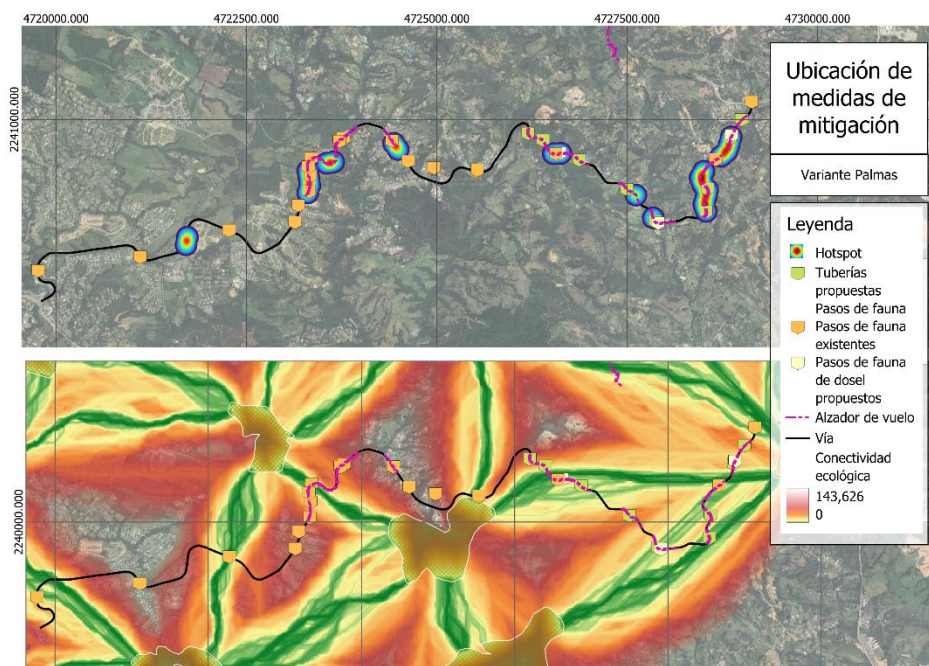


Figura 68. Ubicación de medidas de mitigación – Variante Palmas

En el tramo correspondiente a la jurisdicción del municipio de Rionegro, se propone la evaluación y posible adaptación de diez alcantarillas como pasos de fauna inferiores. Dado que varias de estas estructuras presentan dimensiones reducidas, es probable que no

todas sean viables para su adaptación. Por tal motivo, la selección definitiva dependerá de una inspección técnica en campo, que permita verificar condiciones como altura libre, longitud, accesibilidad y presencia de agua permanente. Las alcantarillas propuestas se ubican en los siguientes puntos de referencia: PR 4+720, 4+488, 3+890, 3+095, 2+500, 1+763, 1+445, 0+572 y 0+287.

Adicionalmente, se proponen tres pasos de fauna de dosel en sectores donde se registraron eventos de atropellamiento de especies con hábitos arborícolas y donde se identificó una continuidad adecuada de la cobertura vegetal a ambos lados de la vía, condición indispensable para el funcionamiento de este tipo de estructuras. Estos pasos aéreos se localizarían en los siguientes puntos: PR 0+531, 2+452 y 4+175.

Santa Elena

Esta vía también presenta la condición de caminos alternos que dificultan la continuidad de vallados perimetrales. Sin embargo, uno de los principales retos en la instalación y mantenimiento de los cerramientos radica en las posibles vandalizaciones que puedan presentarse. Dado que la probabilidad de atropellamiento aumenta en cercanía a muros, aprovechar esta estructura como conductor de fauna puede ayudar a reducir la necesidad de instalar cerramientos adicionales. Esta condición se presenta, por ejemplo, en las inmediaciones del PR 5+728, donde un muro existente podría ser integrado funcionalmente como parte del sistema de direccionamiento de fauna silvestre.

Cabe resaltar que no todos los tramos que tienen concentraciones significativas de atropellamiento de fauna son aptos para ubicar medidas de mitigación como pasos de fauna. Dada la transformación del paisaje en determinados tramos de esta vía, se considera más adecuado ubicar medidas de tipo preventivo como señalizaciones o reductores de velocidad. Esta condición se presenta en cuatro segmentos: Entre el PR 14+313 al 14+537, 21+896 al 22+103, 19+196 al 19+395 y entre el 24+231 al 24+455, donde la cobertura vegetal no es extensa ni continua y hay presencia de urbanización.

A continuación, en la **Tabla 27** se presentan las ubicaciones sugeridas de los alzadores de vuelo o cerramientos para la vía Santa Elena. El número de cerramientos propuestos

es mayor en comparación de las otras vías, considerando que esta vía es la de mayor longitud.

Tabla 27. Puntos de referencia para alzadores de vuelo - Santa Elena

PR	Sentido	Longitud (m)
3+718 al 3+887	Rionegro - Medellín	338.606
3+731 al 3+928	Medellín - Rionegro	341.833
5+212 al 5+918	Rionegro - Medellín	706.628
5+365 al 5+901	Medellín - Rionegro	540.047
7+917 al 8+023	Medellín - Rionegro	113.880
7+920 al 8+244	Rionegro - Medellín	314.845
8+722 al 9+122	Medellín - Rionegro	423.852
8+726 al 9+097	Rionegro - Medellín	348.418
10+941 al 11+769	Medellín - Rionegro	838.672
10+938 al 11+763	Rionegro - Medellín	805.838
13+560 al 13+813	Rionegro - Medellín	253.437
13+686 al 13+744	Medellín - Rionegro	53.485
14+868 al 14+985	Rionegro - Medellín	120.454
14+982 al 15+337	Medellín - Rionegro	351.398
15+278 al 15+552	Rionegro - Medellín	270.251
18+571 al 18+962	Rionegro - Medellín	372.215
18+715 al 19+065	Medellín - Rionegro	351.394
19+196 al 19+395	Medellín - Rionegro	205.186
19+796 al 20+209	Rionegro - Medellín	420.667
19+911 al 20+174	Medellín - Rionegro	237.118
21+045 al 21+569	Rionegro - Medellín	527.882
21+282 al 21+511	Medellín - Rionegro	228.278

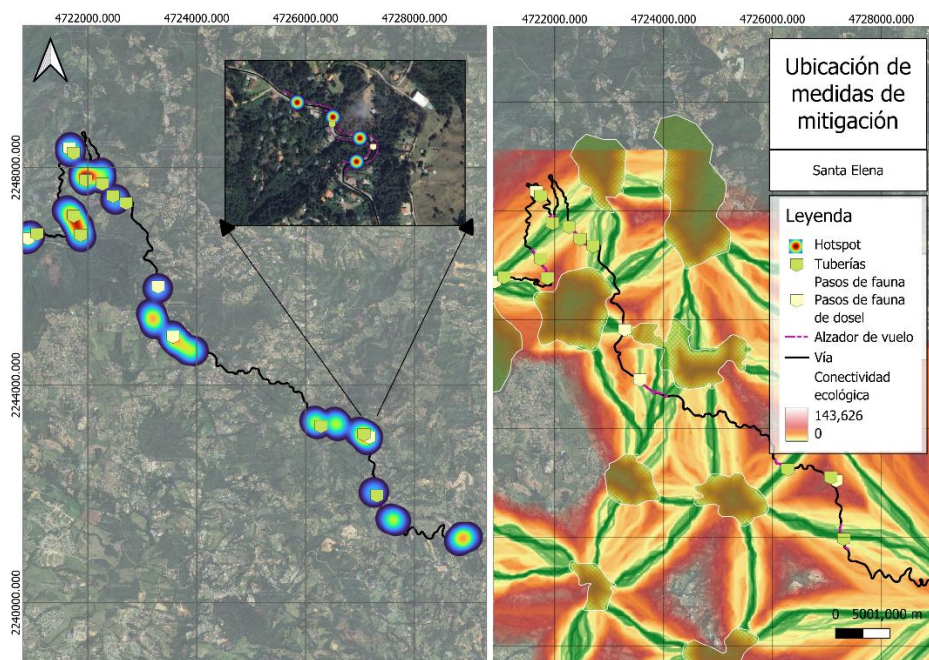


Figura 69. Ubicación de medidas de mitigación - Santa Elena

A partir del PR 15+830, la vía Santa Elena presenta limitaciones relacionadas con la disponibilidad de obras de drenaje de dimensiones grandes, ya que desde este punto en adelante no se registran alcantarillas con diámetros superiores a 24". La concentración de tuberías con dimensiones adecuadas para su adaptación como pasos de fauna se localiza entre el PR 3+069 y el PR 15+830, aún con gran presencia de alcantarillas, fue necesario reorientar o extender la longitud de cerramientos hasta dichos puntos, con el fin de dirigir adecuadamente el movimiento de fauna terrestre hacia estructuras existentes.

En el tramo que carece de obras con las dimensiones mínimas requeridas, se recomienda evaluar la viabilidad de ampliar o reformar las alcantarillas existentes, o, en un escenario con mayor inversión, construir nuevos cruces subterráneos. De no implementarse una de estas soluciones, la vía no ofrecería la posibilidad de crear enlaces seguros para fauna terrestre con las condiciones actuales.

Si bien la implementación de alzadores de vuelo podría mitigar el riesgo de atropellamiento en aves, no resolvería el problema para la fauna terrestre, ya que estos animales no

tendrían ningún punto habilitado de cruce seguro, esto podría afectar procesos ecológicos clave como la dispersión, alimentación y reproducción.

Según lo mencionado anteriormente, las estructuras propuestas a partir del PR 15+830 son estructuras de pequeño tamaño, siendo obras sujetas a la consideración de una modificación. Se proponen las siguientes obras de drenaje, localizadas en los PR 3+978, 5+267, 5+668, 8+109, 8+931, 11+050, 11+365, 11+655, 18+960, 19+958 y 21+336.

Adicionalmente, se proponen cinco pasos de fauna de dosel en sectores donde se registraron eventos de atropellamiento de especies con hábitos arborícolas y donde se identificó una continuidad adecuada de la cobertura vegetal a ambos lados de la vía, condición indispensable para el funcionamiento de este tipo de estructuras. Estos pasos aéreos se localizan en los siguientes puntos: PR 3+767, 7+974, 13+710, 14+952 y 20+081.

Doble Calzada Sajonia

Aunque esta vía no presentó acumulaciones significativas de atropellamiento de fauna silvestre, se proponen dos alzadores de vuelo en un tramo que solo presentó reportes para aves, estos podrán ser implementados de manera opcional. La **Tabla 28** presenta la ubicación y longitudes sugeridas. Estas medidas coinciden con corredores de conectividad ecológica.

Tabla 28. Puntos de referencia para alzadores de vuelo - Doble Calzada Sajonia

PR	Sentido	Longitud (m)
24+996 al 25+191	Rionegro - Medellín	193.292
25+137 al 25+264	Medellín - Rionegro	122.350

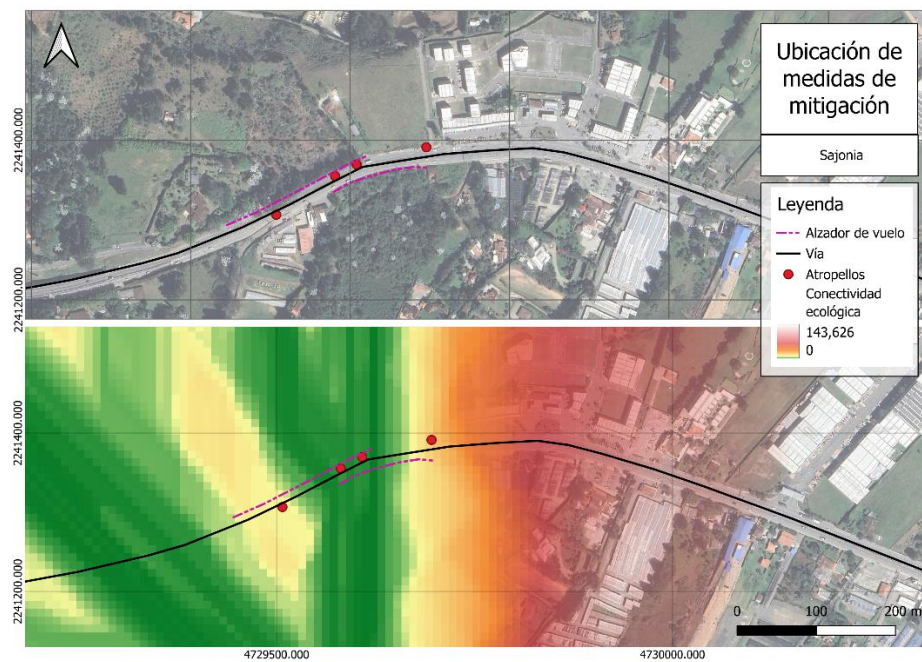


Figura 70. Ubicación de medidas de mitigación - Doble Calzada Sajonia

Por otro lado, del grupo de mamíferos solo se han reportado roedores, posiblemente ratas, a lo largo del tramo vial, por lo cual, no resulta prioritario la adaptación de obras de drenaje.

6. Conclusiones

- No todos los tramos identificados como hotspot son aptos para la implementación de medidas estructurales de mitigación, como pasos de fauna o cerramientos, debido a interferencias antrópicas. Esto resalta la importancia de integrar evaluaciones de factibilidad antes de definir intervenciones.
- El grado de intervención del entorno influye directamente en la efectividad de las medidas de mitigación. En particular, la presencia de caminos secundarios y accesos alternos interrumpe la continuidad de los cerramientos, dificultando su función como elemento de canalización del movimiento de fauna.
- El análisis de selección de características mediante el algoritmo Random Forest permitió identificar que la proximidad a elementos naturales como bosques, áreas protegidas y zonas de pérdida de cobertura vegetal se asocia con una menor probabilidad de ocurrencia de hotspot de atropellamiento, mientras que su alejamiento, junto con la cercanía a estructuras como gaviones, zonas agrícolas y barreras tipo New Jersey, incrementa el riesgo. Esto evidencia la necesidad de considerar tanto variables ambientales como técnicas para un análisis integral del impacto.
- La inclusión del perfil de oclusión vial como una variable técnica en el análisis representó un aporte metodológico novedoso. Esta variable, poco explorada en estudios previos, resultó ser una de las más relevantes, contribuyendo a la capacidad explicativa del 80% del modelo. El perfil de oclusión demostró estar relacionado con la probabilidad de atropellamiento, sugiriendo que las barreras físicas en los márgenes viales condicionan el movimiento de fauna. Para futuras investigaciones, se mejorará esta metodología incorporando criterios de expertos en la valoración de oclusividad e incluyendo cerramientos como alambrados entre los elementos evaluados como posibles barreras.
- Entre los métodos espaciales aplicados para la detección de zonas críticas de atropellamiento, el método SIRIEMA presentó el mejor desempeño, evidenciado por la mayor captura de verdaderos positivos (TP = 57) en la matriz de confusión del modelo. Sin embargo, una de las limitantes en su rendimiento podría estar asociada a la asignación de

valores a puntos individuales en lugar de promedios por segmento, lo que aumenta la variabilidad y puede dificultar la identificación clara del patrón espacial del impacto.

- La combinación de análisis espaciales, ecológicos y técnicos permitió orientar las propuestas de prevención y mitigación de forma contextualizada y basada en evidencia, lo que refuerza la importancia de enfoques multivariados. Las medidas sugeridas, como pasos de fauna de dosel y arborícolas, y barreras alzadoras de vuelo con función de cerramiento, fueron propuestas en función de los factores más influyentes identificados en el estudio.

7. Recomendaciones

- Evaluar la posibilidad de aplicar análisis de persistencia y detectabilidad de carcasas durante los censos sistemáticos de atropellamiento, lo cual permitiría refinar la estimación de la tasa de mortalidad con base en las condiciones específicas de la zona de estudio.
- Realizar análisis enfocados en especies particulares, siempre que la cantidad y calidad de información lo permita, ya que los análisis generales, aunque útiles para tener un panorama amplio, pueden dificultar la priorización de especies clave para la conservación.
- Promediar las variables predictoras a nivel de segmento vial, en lugar de asociarlas a puntos individuales, permite reducir la variabilidad puntual y facilita la identificación de patrones consistentes en la distribución del atropellamiento.
- Incluir una fase de verificación en campo posterior a la formulación preliminar de medidas de mitigación, para asegurar su funcionalidad según las condiciones específicas del terreno, mejorando así la aplicabilidad de las propuestas.
- Mantener, en la medida de lo posible, un conductor constante durante los censos sistemáticos, cada conductor requiere un breve periodo de adaptación a la metodología, especialmente en lo relacionado con la conducción a baja velocidad y la coordinación con el observador. Esta fase de familiarización puede afectar temporalmente la eficiencia en la detección de fauna atropellada por parte del observador principal si ocurren constantes rotaciones.
- Utilizar gafas de seguridad y otros elementos de protección personal, incluso si su uso puede parecer prescindible, ya que durante el trabajo de campo se registraron salpicaduras de restos biológicos que representaron un riesgo directo a los ojos, lo cual valida su importancia.
- Realizar el levantamiento de obras de arte vial (muros, gaviones, defensas, etc.) de forma simultánea con los censos de atropellamiento, para validar en campo las características estructurales asociadas al impacto y optimizar recursos en desplazamientos adicionales.

8. Propiedad Intelectual

A continuación, se presenta la propiedad intelectual asociada a productos esperados
(Tabla 29)

Tabla 29. Propiedad intelectual de productos esperados

Producto esperado	Autores/Inventores	Entidades financiadoras	Recursos aportados por las entidades financiadoras	Datos de contacto de la entidad cofinanciadora
Documento de tesis de maestría finalizado y entregado	Danna Paola Moscoso Perdomo Juan Carlos Jaramillo Fayad	Concesión Túnel Aburrá Oriente	\$ 37.934.000	estebana.garcia@udea.edu.co
Artículo B o superior Sometido	Danna Paola Moscoso Perdomo Juan Carlos Jaramillo Fayad	Concesión Túnel Aburrá Oriente	\$ 37.934.000	estebana.garcia@udea.edu.co

9. Impactos

Del Proyecto

El presente proyecto de investigación se desarrolla en su mayoría de manera remota mediante análisis geoestadísticos, por lo tanto, no se genera mayor intervención o presión sobre el medio ambiente, de esta manera se resaltan varios impactos positivos asociados a los pilares de la sostenibilidad.

De la Ejecución del Proyecto

Durante la ejecución del proyecto, a los productos generados se asocian impactos positivos. Únicamente, al objetivo 1 “Identificar las zonas de acumulación de atropellamiento de fauna silvestre para centrar esfuerzos en tramos específicos de la Concesión Túnel Aburrá Oriente” se asocia el impacto negativo de generación de residuo de guantes de látex para retirar los animales de la calzada durante los censos sistemáticos. Cabe resaltar que, si bien en cada objetivo se derivan análisis diferentes, todos los productos derivados se ven reflejados en el capítulo final “Propuestas de prevención y mitigación” es por ello que, se relacionan los impactos de dicho producto.

Ambientales

Mediante el planteamiento de medidas de prevención y mitigación al atropellamiento de fauna silvestre, se otorgan propuestas para abordar el impacto según su contexto particular. Los resultados esperados pueden incidir positivamente sobre la reducción de las colisiones entre animales y vehículos, dado que, permiten el cruce seguro de la fauna en lugares estratégicos. Sus impactos pueden verse reflejados tanto en el corto como el largo plazo, puede generarse un efecto pronto (si se implementa adecuadamente) sobre la disminución de atropellos, gracias a ello, a largo plazo se contribuiría a la conservación de la biodiversidad mediante el intercambio genético y estabilidad de poblaciones (en temas de reproducción y migración). Asimismo, al implementar cruces de fauna se aumenta la permeabilidad del paisaje, disminuyendo otras problemáticas como la fragmentación e interrupción de la conectividad ecológica por la carretera.

Otro de los impactos positivos es la continuidad en la prestación de los servicios ecosistémicos gracias a las funciones ecológicas que desempeña la fauna silvestre, donde se contribuye también, a la regeneración de bosques, control de plagas, conservación del suelo y polinización, tal impacto se evidencia de mediano a largo plazo.

Sociales/Académicos

Los cadáveres en la carretera pueden generar un choque emocional a las personas que los visualizan, sean usuarios de la vía o personas que viven cerca de la carretera. La reducción de los atropellamientos disminuye dicho impacto visual, que puede generar olores fuertes para las viviendas en cercanía, es un impacto que ocurre en el corto plazo. Asimismo, a mediano plazo es posible mejorar la imagen institucional de la Concesión al divulgar su esfuerzo investigativo para implementar medidas encaminadas a la conservación de la biodiversidad, reflejado en la reducción de las colisiones.

Con la conservación de la biodiversidad, la sociedad puede gozar de sus beneficios, relacionados con los servicios ecosistémicos. De igual manera, aumenta el bienestar de los usuarios en la vía al no tener el factor de riesgo de fauna silvestre que genera siniestralidad, este impacto se ve reflejado en la medida en la que las estructuras sean funcionales (a corto plazo si se implementan adecuadamente).

A nivel académico, con la investigación se genera un antecedente académico que puede ser replicable para otras vías del país, aportando lineamientos a tener en cuenta para realizar estudios integrales que permitan la mayor funcionalidad de las estrategias de prevención y mitigación.

Económicos

El atropellamiento de fauna tiene implicaciones a nivel de la seguridad, generando siniestros por la colisión, es por ello que, por medio del cruce seguro de los animales se evita su presencia en la vía o se reduce su tiempo de permanencia sobre la misma, incidiendo en la disminución del riesgo de accidentalidad a corto plazo, también se asocian reducción en costos por seguros vehiculares y de salud.

Adicionalmente, la pérdida de fauna también supone una pérdida de bienes y servicios ecosistémicos sobre los cuales se basan actividades económicas. Por otro lado, incluir la

problemática de atropellamiento dentro de los planes de la Concesión permite incrementar su apuesta por la sostenibilidad, aumentando su favorabilidad no sólo a inversionistas que exigen el cumplimiento de criterios de sostenibilidad en carreteras sino también a autoridades ambientales alrededor de sus exigencias. Además, se favorece el cumplimiento de planes nacionales estratégicos como los Lineamientos de Infraestructura Verde Vial y el Plan de Desarrollo Departamental 2024-2027, todo ello en un corto plazo.

10. Consideraciones Éticas o Bioéticas

Para la investigación no se requiere realizar solicitud ante un comité de Ética, Bioética o tramitar un consentimiento aprobado para la ejecución de análisis del proyecto. Si bien durante los censos sistemáticos se involucran animales, sin embargo, los cadáveres se retiran de la vía para evitar cadenas de atropellamiento, dejándolos presente en la zona, por tal motivo, no es necesario solicitar permiso de colecta que implica consideraciones Éticas o Bioéticas.

11. Conflicto de Intereses

Se presentan conflictos de intereses durante y posterior a la investigación, debido a la financiación del posgrado por parte de la Concesión, donde los resultados obtenidos serán para su beneficio. Durante la investigación, se otorgó información restringida del proyecto vial para ser analizada, para tal fin, fue firmado un consentimiento de confidencialidad donde ambas partes (Concesión y estudiante) se comprometen para no relevar la información, sin embargo, los procesamientos realizados con base en la información en crudo son propiedad intelectual de la estudiante y podrán ser divulgados por medio de artículos académicas revisados en mutuo acuerdo. La información se dispone en una cláusula de confidencialidad consentida por ambas partes.

12. Referencias

- Andelković, M., & Bogdanović, N. (2022). *Amphibian and Reptile Road Mortality in Special Nature Reserve Obedska Bara, Serbia*. <https://www.mdpi.com/2076-2615/12/5/561>
- ANI. (2015, noviembre 26). *Plan Maestro de Transporte 2015-2035, el horizonte de Colombia: Vargas Lleras*. Portal ANI. <https://www.ani.gov.co/article/plan-maestro-de-transporte-2015-2035-el-horizonte-de-colombia-vargas-lleras-21832>
- ANSV. (2020). *Análisis de impacto normativo—DESEMPEÑO DE SISTEMAS DE CONTENCIÓN VEHICULAR DEFINICIÓN DEL PROBLEMA*. <https://www.mintransporte.gov.co/loader.php?IServicio=Tools2&ITipo=descargas&IFuncion=descargar&idFile=24954>
- Arca-Rubio, J., Moreno-Rueda, G., & Ortega, Z. (2023). The distribution of vertebrate roadkill varies by season, surrounding environment, and animal class. *European Journal of Wildlife Research*, 69(3), 42. <https://doi.org/10.1007/s10344-023-01669-z>
- Arroyave, M. del P., Gómez, C., Gutiérrez, M. E., Múnera, D. P., Zapata, P. A., Vergara, I. C., Andrade, L. M., & Ramos, K. C. (2006). IMPACTOS DE LAS CARRETERAS SOBRE LA FAUNA SILVESTRE Y SUS PRINCIPALES MEDIDAS DE MANEJO. *Revista EIA*, 3(5), Article 5.
- Ascensão, F., Yogui, D. R., Alves, M. H., Alves, A. C., Abra, F., & Desbiez, A. L. J. (2021). Preventing wildlife roadkill can offset mitigation investments in short-medium term. *Biological Conservation*, 253, 108902. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108902>
- Astwood-R, J. A., Reyes-D, M. C., Rincón-A, M. T., Pachón-G, J., Eslava-M, P. R., Parra-S, C. A., Astwood-R, J. A., Reyes-D, M. C., Rincón-A, M. T., Pachón-G, J., Eslava-

-
- M, P. R., & Parra-S, 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>
- Australian Government. (2004). *Cost Effective Feral Animal Exclusion Fencing for Areas of High Conservation Value in Australia*. <https://www.dcceew.gov.au/environment/invasive-species/publications/cost-effective-feral-animal-exclusion-fencing>
- Ayerbe-Quiñones, F. (2022). *La Guía Ilustrada de la Avifauna Colombiana—LIBRO* (3.^a ed.). <https://asociacioncolombianadeornitologia.org/producto/guia-ilustrada-de-la-avifauna-colombiana-tercera-edicion-en-espanol/>
- Bager, A. (2018). *Infraestrutura Viária & Biodiversidade* (Universidade Federal de Lavras, Vol. 1-1). <https://bab.empreadedor-academico.com.br/wp-content/uploads/2020/06/Resumo.pdf>
- Balbuena, D., Alonso, A., Panta, M., Garcia, A., & Gregory, T. (2019). Mitigating Tropical Forest Fragmentation with Natural and Semi-Artificial Canopy Bridges. *Diversity*, 11(4), Article 4. <https://doi.org/10.3390/d11040066>
- Bedoya-V., 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>
- Bellwood, D. r, Wainwright, P. c, Fulton, C. j, & Hoey, A. s. (2005). Functional versatility supports coral reef biodiversity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1582), 101-107. <https://doi.org/10.1098/rspb.2005.3276>

-
- Bíl, M., Andrášik, R., & Janoška, Z. (2019). *Identification of hazardous road locations of traffic accidents by means of kernel density estimation and cluster significance evaluation*. <https://doi.org/10.1016/j.aap.2013.03.003>
- Bissonette, J., Kassar, C., & Cook, L. (2008). Assessment of Costs Associated with Deer–Vehicle Collisions: Human Death and Injury, Vehicle Damage, and Deer Loss. *Human–Wildlife Interactions*, 2(1). <https://doi.org/10.26077/ns32-mk60>
- Borges, P. de A., Franke, J., da Anunciação, Y. M. T., Weiss, H., & Bernhofer, C. (2016). Comparison of spatial interpolation methods for the estimation of precipitation distribution in Distrito Federal, Brazil. *Theoretical and Applied Climatology*, 123(1), 335-348. <https://doi.org/10.1007/s00704-014-1359-9>
- Boycott, T. (2020). Reducing Avian Collisions With Human-Made Structures: A Sensory Ecology Approach To Open-Air Settings. *Dissertations, Theses, and Masters Projects*. <http://dx.doi.org/10.21220/s2-6kpm-d663>
- Calderón-Caro, J., & Benavides, A. M. (2022). Deforestación y fragmentación en las áreas más biodiversas de la Cordillera Occidental de Antioquia (Colombia). *Biota colombiana*, 23(1). <https://www.redalyc.org/journal/491/49170176010/>
- Cao, Y., Yang, R., & Carver, S. (2020). Linking wilderness mapping and connectivity modelling: A methodological framework for wildland network planning. *Biological Conservation*, 251, 108679. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108679>
- Castilho, C. S., Hackbart, V. C. S., Pivello, V. R., & dos Santos, R. F. (2015). Evaluating Landscape Connectivity for Puma concolor and Panthera onca Among Atlantic Forest Protected Areas. *Environmental Management*, 55(6), 1377-1389. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0463-7>

-
- Castro, M. O. L., & Pava, D. C. R. (2022). Lineamientos de Infraestructura Verde Vial para Colombia. *MINISTERIO DE TRANSPORTE*.
<http://web.mintransporte.gov.co/jspui/handle/001/10500>
- Chao, A. (1984). Nonparametric Estimation of the Number of Classes in a Population. *Scandinavian Journal of Statistics*, *11*(4), 265-270.
- Claramunt, S., Hong, M., & Bravo, A. (2022). The effect of flight efficiency on gap-crossing ability in Amazonian forest birds. *Biotropica*, *54*(4), 860-868.
<https://doi.org/10.1111/btp.13109>
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B., & Gunson, K. E. G. (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\(02\)00127-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00127-1)
- Clevenger, A. P., & Kociolek, A. (2013a). Potential Impacts of Highway Median Barriers on Wildlife: State of the Practice and Gap Analysis | Environmental Management. *Environmental Management*, *52*, 1299-1312. <https://doi.org/10.1007/s00267-013-0155-0>
- Clevenger, A. P., & Kociolek, A. V. (2013b). Potential Impacts of Highway Median Barriers on Wildlife: State of the Practice and Gap Analysis. *Environmental Management*, *52*(5), 1299-1312. <https://doi.org/10.1007/s00267-013-0155-0>
- Clevenger, A. P., & Kociolek, A. V. (2013c). *Potential Impacts of Highway Median Barriers on Wildlife: State of the Practice and Gap Analysis* | SpringerLink. <https://link.springer.com/article/10.1007/s00267-013-0155-0>
- Clevenger, A. P., & Waltho, N. (2005). Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biological Conservation*, *121*(3), 453-464. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.04.025>

-
- CMS. (2022). *Wildlife and power lines: Guidelines for preventing and mitigating wildlife mortality associated with electricity distribution networks*. IUCN. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2022.10.en>
- Coelho, A. P., Coelho, I. P., Teixeira, F. Z., & Kindel, A. (2017). *Siriema: Road mortality software. User's Manual V. 2.0*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.19953.38242>
- 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>
- Colino Rabanal, V. J. (2011). *Contribuciones al análisis de mortalidad de vertebrados en carreteras*. <https://doi.org/10.14201/gredos.108952>
- Colwell, R. K., & Elsensohn, J. E. (2014). EstimateS turns 20: Statistical estimation of species richness and shared species from samples, with non-parametric extrapolation. *Ecography*, 37(6), 609-613. <https://doi.org/10.1111/ecog.00814>
- Copernicus. (2015). *S2 Mission*. <https://sentiwiki.copernicus.eu/web/s2-mission>
- Corazón de la Amazonía. (2023, abril 26). *Guía ambiental de pasos de fauna silvestre en infraestructura lineal—Patrimonio Natural*. <https://patrimonionatural.org.co/documento/guia-ambiental-de-pasos-de-fauna-silvestre-en-infraestructura-lineal/>
- Córdova-Tapia, F., & Zambrano, L. (2015). La diversidad funcional en la ecología de comunidades: *Ecosistemas*, 24(3), Article 3. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2015.24-3.10>
- Corrêa, M. S. (2021). *Assessment of roadkill likelihood methods: The use of single occurrences versus hotspots for different taxa*. <http://repositorio.ufla.br/jspui/handle/1/46864>

-
- Cortés-Mora, H. G. (2024). *Guía ilustrada de fauna de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Bogotá*. Universidad Nacional de Colombia. Vicerrectoría de Sede. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/87627>
- Craveiro, J., Bernardino, J., Mira, A., & Vaz, P. G. (2019). Impact of culvert flooding on carnivore crossings. *Journal of Environmental Management*, 231, 878-885. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.108>
- Cuartas-Calle, C. A., & Marín-Cardona, D. (2014). *Guía Ilustrada Mamíferos Cañon del río Porce—Antioquia*.
- Cuckovic, Z. (2016). Advanced viewshed analysis: A Quantum GIS plug-in for the analysis of visual landscapes. *Journal of Open Source Software*, 1(4), 32. <https://doi.org/10.21105/joss.00032>
- Danby, R., Karch, M., Shearer, C., Schueler, F., & Smith, C. (2016). *HIGHWAY 401 (GANANOQUE TO BROCKVILLE) SPECIES-AT-RISK ROAD ECOLOGY PROJECT 2014-2016*. https://www.a2acollaborative.org/uploads/7/6/8/5/7685208/final_hwy_401_report.pdf
- Davenport, J., & Davenport, J. L. (2006). *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment* | SpringerLink. <https://link.springer.com/book/10.1007/1-4020-4504-2>
- Dean, W. R. J., Seymour, C. L., Joseph, G. S., & Foord, S. H. (2019). A Review of the Impacts of Roads on Wildlife in Semi-Arid Regions. *Diversity*, 11(5), Article 5. <https://doi.org/10.3390/d11050081>
- Delgado-V., C. A. (2007). [Http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0304-](http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0304-)

- 35842007000200007&lng=en&nrm=iso&tlng=es. *Actualidades Biológicas*, 29(87), 229-233.
- Denneboom, D., Bar-Massada, A., & Shwartz, A. (2024). Wildlife mortality risk posed by high and low traffic roads. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 38(2), e14159. <https://doi.org/10.1111/cobi.14159>
- Díaz-Ricaurte, J. C., Serrano, F., & Ferreto Fiorillo, B. (2018). Catálogo de anfibios y reptiles de Colombia. En *Clelia clelia* (Vol. 4). <https://www.acherpetologia.org/publicaciones/>
- DNP. (2023). *Plan Maestro Transporte Intermodal PMTI*. <https://onl.dnp.gov.co/Paginas/Plan-Maestro-Transporte-Intermodal-PMTI.aspx>
- Dutta, T., Sharma, S., McRae, B. H., Roy, P. S., & DeFries, R. (2016). Connecting the dots: Mapping habitat connectivity for tigers in central India. *Regional Environmental Change*, 16(1), 53-67. <https://doi.org/10.1007/s10113-015-0877-z>
- Epps, C. W., Li, R. R. R., & McCullough, D. R. (2005). *Highways Block Gene Flow and Cause Rapid Decline in Genetic Diversity of Desert Bighorn Sheep*.
- ESA. (s. f.). *Mapeo de la cobertura terrestre a nivel mundial*. Recuperado 3 de abril de 2025, de <https://esa-worldcover.org/en>
- ESA. (2015). *Datos de la misión Sentinel-2 de Copernicus*. <https://dataspace.copernicus.eu/explore-data/data-collections/sentinel-data/sentinel-2>
- ESRI. (s. f.-a). *Cómo funciona Análisis de puntos calientes (Gi* de Getis-Ord)*. Recuperado 5 de febrero de 2025, de <https://pro.arcgis.com/es/pro-app/latest/tool-reference/spatial-statistics/h-how-hot-spot-analysis-getis-ord-gi-spatial-stati.htm>

-
- ESRI. (s. f.-b). *Integrar (Gestión de datos)—ArcGIS Pro | Documentación*. Recuperado 9 de febrero de 2025, de <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/latest/tool-reference/data-management/integrate.htm>
- ESRI. (s. f.-c). *Recopilar eventos (estadísticas espaciales)—ArcGIS Pro | Documentación*. Recuperado 9 de febrero de 2025, de <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/latest/tool-reference/spatial-statistics/collect-events.htm>
- ESRI. (2020). *ArcGIS Desktop, ArcMap & ArcCatalog | Esri's Legacy GIS Software*. <https://www.esri.com/en-us/arcgis/products/arcgis-desktop/overview>
- Falcão, M. L., Marinho, P. H., & Venticinque, E. M. (2025). Variation in mammal ecological patterns in response to seasonality in a Brazilian tropical dry forest. *Mammalia*, 89(3), 239-250. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2024-0066>
- Faria-Corrêa, M., Balbuena, R. A., Vieira, E. M., & de Freitas, T. R. O. (2009). Activity, habitat use, density, and reproductive biology of the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*) and comparison with the pampas fox (*Lycalopex gymnocercus*) in a Restinga area in the southern Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology*, 74(3), 220-229. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2008.12.005>
- Filius, J., van der Hoek, Y., Jarrín-V, P., & van Hooft, P. (2020). Wildlife roadkill patterns in a fragmented landscape of the Western Amazon. *Ecology and Evolution*, 10(13), 6623-6635. <https://doi.org/10.1002/ece3.6394>
- Ford, A. T., Clevenger, A. P., Huijser, M. P., & Dibb, A. (2011). Planning and prioritization strategies for phased highway mitigation using wildlife-vehicle collision data. *Wildlife Biology*, 17(3), 253-265. <https://doi.org/10.2981/09-051>
- Forman, R. T. T., & Alexander, L. E. (1998a). Roads and Their Major Ecological Effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29(1), 207-231. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207>

-
- Forman, R. T. T., & Alexander, L. E. (1998b). Roads and Their Major Ecological Effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29(1), 207-231. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207>
- franzpc. (2021). *Lista de índices espectrales en Sentinel 2 y Landsat*. El blog de franz. <https://acolita.com/lista-de-indices-espectrales-en-sentinel-2-y-landsat/>
- Galantinho, A., Santos, S., Eufrázio, S., Silva, C., Carvalho, F., Alpizar-Jara, R., & Mira, A. (2022). Effects of roads on small-mammal movements: Opportunities and risks of vegetation management on roadsides. *Journal of Environmental Management*, 316, 115272. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115272>
- Gámez-Serna, C., & Ruichek, Y. (2017). Dynamic Speed Adaptation for Path Tracking Based on Curvature Information and Speed Limits. *Sensors*, 17(6), Article 6. <https://doi.org/10.3390/s17061383>
- Gatti, A., Bianchi, R., Rosa, C. R. X., & Mendes, S. L. (2006). Diet of two sympatric carnivores, *Cerdocyon thous* and *Procyon cancrivorus*, in a restinga area of Espírito Santo State, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 22(2), 227-230. <https://doi.org/10.1017/S0266467405002956>
- Gobernación de Antioquia. (2024). *Plan de desarrollo departamental de Antioquia*. Figma. https://www.figma.com/proto/OE1Mn5lmQMXW76Ncmh94qx/Prototipo-mapa-interactivo?embed_host=share&kind=proto&node-id=1-2&page-id=0%3A1&scaling=contain&starting-point-node-id=1%3A2&t=I7Vpmw6hINmJFV6k-1&type=design&hotspot-hints=0&disable-default-keyboard-nav=1&hide-ui=1
- Gobierno de Colombia. (2023). *RUNAP*. <https://runap.parquesnacionales.gov.co/>
- Godet, C., Tarabón, S., Coskun, T., & Clauzel, C. (2023). Is there a spatial match between roadkill and mitigation measures identified by functional connectivity modeling?

-
- Journal for Nature Conservation*, 76, 126491.
<https://doi.org/10.1016/j.jnc.2023.126491>
- Goldingay, R. L., & Taylor, B. D. (2017). Can field trials improve the design of road-crossing structures for gliding mammals? *Ecological Research*, 32(5), 743-749.
<https://doi.org/10.1007/s11284-017-1492-x>
- Gómez, A. M., Adolfo, J., & Álvarez, E. (2005). *Análisis de fragmentación de los ecosistemas en una región de la cordillera central de los andes colombianos*.
<https://www.redalyc.org/pdf/750/75004702.pdf>
- Gómez, C., & Buitrago-González, W. (2017). Catálogo de anfibios y reptiles de Colombia. En *Bothriechis schlegelii* (Vol. 3). <https://www.acherpetologia.org/publicaciones/>
- Gómez-Hoyos, D. A., Caicedo-Ortiz, Y., & Mejía, M. R. T. (2015). Depredación de *Marmosops* sp. Por el Barranquero Andino *Momotus aequatorialis* en la Reserva Natural la Rosa de los Vientos, Quindío, Colombia. *Mammalogy Notes*, 2(1), Article 1. <https://doi.org/10.47603/manovol2n1.22-23>
- González-Vélez, J. C. (2021). *Predicción de puntos calientes de atropellamiento de fauna con base en algoritmos de inteligencia artificial, sistemas de información geográfica y procesamiento de imágenes multiespectrales*.
<https://repositorio.itm.edu.co/handle/20.500.12622/4526>
- Google. (2025). *Google Earth Pro*. Google Earth. <https://www.google.com/earth/>
- Google Earth Engine. (2015). *A planetary-scale platform for Earth science data & analysis*.
<https://earthengine.google.com>
- Grafius, D. R., Corstanje, R., Siriwardena, G. M., Plummer, K., & Harris, J. (2017). A bird's eye view: Using circuit theory to study urban landscape connectivity for birds | *Landscape Ecology*. *Landscape Ecology*, 32, 1771-1787.
<https://doi.org/10.1007/s10980-017-0548-1>

-
- Greeney, H. F., Jamieson, L. H., Dobbs, R. C., Martin, P. R., & Gelis, R. A. (2006). Observaciones sobre los huevos, y la historia natural del momoto de las Altas Momotus Aequatorialis en el este de Ecuador. *Ornitología neotropical*, 17(1). https://digitalcommons.usf.edu/ornitologia_neotropical/vol17/iss1/13
- Grilo, C., Bissonette, J., & Cramer, P. (2010). Mitigation Measures to Reduce Impacts on Biodiversity. *Highways: Construction, Management, and Maintenance*, 73-114.
- Grilo, C., Borda-de-Água, L., Beja, P., Goolsby, E., Soanes, K., le Roux, A., Koroleva, E., Ferreira, F. Z., Gagné, S. A., Wang, Y., & González-Suárez, M. (2021). Conservation threats from roadkill in the global road network. *Global Ecology and Biogeography*, 30(11), 2200-2210. <https://doi.org/10.1111/geb.13375>
- Grilo, C., Smith, D. J., & Klar, N. (2015). Carnivores. En *Handbook of Road Ecology* (pp. 300-312). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781118568170.ch35>
- Gurcan, F., & Soylu, A. (2024). Learning from Imbalanced Data: Integration of Advanced Resampling Techniques and Machine Learning Models for Enhanced Cancer Diagnosis and Prognosis. *Cancers*, 16(19), 3417. <https://doi.org/10.3390/cancers16193417>
- Halsey, L. G., & White, C. R. (2017). A different angle: Comparative analyses of whole-animal transport costs when running uphill. *Journal of Experimental Biology*, 220(2), 161-166. <https://doi.org/10.1242/jeb.142927>
- Hammer, O., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). *PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis*. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/past.pdf
- Hanophy, W. (2009). *Fencing with Wildlife in Mind*. Colorado Parks Wildlife. <https://cpw.widencollective.com/assets/share/asset/vlrphdeji6>

-
- Hansen, M., Potapov, P., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S., Goetz, S., Townshend, J., Loveland, T., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., & JUSTICIA DE COLORADO. (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *6160*, 342. <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1244693>
- Hardy, A., Clevenger, A. P., Huijser, M., & Neale, G. (2003). *An overview of methods and approaches for evaluating the effectiveness of wildlife crossing structures: Emphasizing the science in applied science.* <https://escholarship.org/uc/item/8gj3x1dc>
- Håstad, O., & Ödeen, A. (2014). A vision physiological estimation of ultraviolet window marking visibility to birds. *PeerJ*, 2, e621. <https://doi.org/10.7717/peerj.621>
- Hilty, S. L., & Brown, W. L. (2001). *Guía de las aves de Colombia.* <https://asociacioncolombianadeornitologia.org/producto/guia-de-las-aves-de-colombia-hilty-brown-reimpresion-en-espanol/>
- Holguín Contreras, O. S. (2019). *Patrones espaciales, temporales y apreciaciones sociales asociados al atropellamiento de hormigueros (Xenarthra: Vermilingua) en la vía Marginal de la Selva, Colombia.* <http://repository.javeriana.edu.co/handle/10554/44161>
- Humboldt. (2014, enero 26). *La biodiversidad y los servicios ecosistémicos.* <http://www.humboldt.org.co/es/biodiversidad/que-es-la-biodiversidad>
- IDEAM. (2023). *Cambio en la superficie cubierta por bosque natural (Deforestación)— Nacional | Datos Abiertos Colombia.* https://www.datos.gov.co/Ambiente-y-Desarrollo-Sostenible/Cambio-en-la-superficie-cubierta-por-bosque-natura/39dh-rc72/about_data

-
- IDEAM. (2025). *Primera temporada de más lluvias en el país 2025* | Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. <https://www.ideam.gov.co/sala-de-prensa/noticia/primera-temporada-de-mas-lluvias-en-el-pais-2025>
- IGAC. (2022a). *Datos Abiertos Cartografía y Geografía* | GEOPORTAL. <https://geoportal.igac.gov.co/contenido/datos-abiertos-cartografia-y-geografia>
- IGAC. (2022b). *ELABORACIÓN DE CARTOGRAFÍA GEOMORFOLÓGICA DIGITAL EN 2D APLICADA A LEVANTAMIENTOS DE SUELOS*. https://www.igac.gov.co/sites/default/files/listadomaestro/in-agr-pc02-03_elaboracion_de_cartografia_geomorfoloica_0.pdf
- INVIAS. (2008). *Manual de diseño geométrico*. <https://www.invias.gov.co/index.php/archivo-y-documentos/documentos-tecnicos/especificaciones-tecnicas/985-manual-de-diseno-geometrico>
- INVIAS. (2009). *Manual de drenaje para carreteras*. <https://www.invias.gov.co/index.php/archivo-y-documentos/documentos-tecnicos/especificaciones-tecnicas/984-manual-de-drenaje-para-carreteras/file>
- INVIAS. (2022). *Especificaciones generales de construcción de carreteras*. <https://www.invias.gov.co/index.php/archivo-y-documentos/documentos-tecnicos/14480-especificaciones-generales-de-construccion-de-carreteras-2022-1>
- IUCN. (2024). *The IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/en>
- Jaramillo-Fayad, J. C., Velázquez, M. M., Premauer, J. M., González, J. L., & González Vélez, J. C. (2021). *Guía para entender y diagnosticar el impacto del atropellamiento de fauna silvestre en Colombia*. <https://www.mintransporte.gov.co/publicaciones/10217/gobierno-nacional-lanza->

guia-para-entender-y-diagnosticar-el-impacto-del-atropellamiento-de-fauna-silvestre-en-colombia/

- Johnson, D. H., & O'Neil, T. (2018). *Wildlife Habitat Relationships in Oregon and Washington*.
- Karlson, M., Mörtberg, U., & Balfors, B. (2014). Road ecology in environmental impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 48, 10-19. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2014.04.002>
- Kent, E., Schwartz, A. L. W., & Perkins, S. E. (2021). Life in the fast lane: Roadkill risk along an urban–rural gradient. *Journal of Urban Ecology*, 7(1), juaa039. <https://doi.org/10.1093/jue/juaa039>
- Khan, A. A., Chaudhari, O., & Chandra, R. (2023). *A review of ensemble learning and data augmentation models for class imbalanced problems: Combination, implementation and evaluation* (No. arXiv:2304.02858). arXiv. <https://doi.org/10.48550/arXiv.2304.02858>
- Krisp, J. M., & Durot, S. (2007). *Segmentación de líneas en función de la densidad de puntos: Una optimización de la colocación de señales de advertencia sobre la fauna silvestre en el sur de Finlandia—ScienceDirect*. 39(1), 38-46. <https://doi.org/10.1016/j.aap.2006.06.002>
- Kučas, A., & Balčiauskas, L. (2021). Roadkill-Data-Based Identification and Ranking of Mammal Habitats. *Land*, 10(5), Article 5. <https://doi.org/10.3390/land10050477>
- Laidlaw, K., Broadbent, E., Eby, S., Laidlaw, K., Broadbent, E., & Eby, S. (2021). Effectiveness of aerial wildlife crossings: Do wildlife use rope bridges more than hazardous structures to cross roads? *Revista de Biología Tropical*, 69(3), 1138-1148. <https://doi.org/10.15517/rbt.v69i3.47098>

-
- Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, *91*(1), 299-305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>
- Laliberté, E., Legendre, P., & Shipley, B. (2014). *FD: Measuring Functional Diversity (FD) from Multiple Traits, and Other Tools for Functional Ecology* [Software]. <https://cran.r-project.org/web/packages/FD/index.html>
- Laube, P., Ratnaweera, N., Wróbel, A., Kaelin, I., Stephani, A., Reifler-Baechtiger, M., Graf, R. F., & Suter, S. (2023). Analysing and predicting wildlife–vehicle collision hotspots for the Swiss road network. *Landscape Ecology*, *38*(7), 1765-1783. <https://doi.org/10.1007/s10980-023-01655-5>
- León, L., & Felipe, J. (2024). *Efecto de la cobertura vegetal sobre la selección de sitios de anidación de aves en un sistema agroforestal de Manizales, Colombia*. <https://repositorio.ucaldas.edu.co/handle/ucaldas/19798>
- Lin, S. C. (2016). Landscape and traffic factors affecting animal road mortality. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, *24*(1), Article 1. <https://doi.org/10.3846/16486897.2015.1098652>
- Linero-Triana, D., Correa-Ayram, C. A., & Velásquez-Tibatá, J. (2023). Prioritizing ecological connectivity among protected areas in Colombia using a functional approach for birds. *Global Ecology and Conservation*, *48*, e02713. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02713>
- López, S., Arias Alzate, A., & Delgado Vélez, C. A. (2022). *Patrón de actividad del Zorro Perro *Cerdocyon thous* (Carnivora: Canidae) y su interacción con humanos y perros domésticos en reservas periurbanas al norte de los Andes colombianos*. <https://hdl.handle.net/10946/7180>

-
- López-Ramirez, L., Lucas, P., Aguiaro Pereira, T. de A., & Ruiz-Miranda, C. R. (2024). Perception of predation risk by tamarins and marmosets crossing bridges over a pipeline right-of-way strip in the Atlantic forest of Brazil. *Frontiers in Conservation Science*, 5. <https://doi.org/10.3389/fcosc.2024.1473312>
- Lozano, J. A., & Patiño-Siro, D. (2020). Does the geometrical design of roads influence wildlife roadkills? Evidence from a highway in central andes of Columbia. *European Journal of Ecology*, 6(1), Article 1. <https://doi.org/10.17161/eurojocol.v6i1.13688>
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity* -. Blackwell Science. https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=fljsaxmL_S8C&oi=fnd&pg=PR7&dq=measuring+biological+diversity+magurran&ots=aBZqJ24-B8&sig=8KwPIRQmRxzGVsDZjQXZYbeQDDk#v=onepage&q=measuring%20biological%20diversity%20magurran&f=false
- Majka, D., Jenness, J., & Beier, P. (2007). *Conceptual steps for designing wildlife corridors*. <https://corridordesign.org/downloads>
- Marineros-Sánchez, L. E., Portillo Reyes, H. O., Vega, H., & Hernández, J. (2018). REGISTROS Y DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DEL PUERCOESPÍN (*Coendou mexicanus*), (RODENTIA: ERETHIZONTIDAE) EN HONDURAS. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 8(2), 93-102.
- Martins, T., Freitas, S. R., Semensatto Junior, D. L., & Hardt, E. (2023). The influence of proximity with riparian forests and the distance from urban areas on roadkills of vertebrates in a fragmented Brazilian savanna area. *Austral Ecology*, n/a(n/a). <https://doi.org/10.1111/aec.13342>
- McDonald, J. H. (2014). *Handbook of biological statistics*. <https://www.biostathandbook.com/>

-
- McMullan, M. (2021). Guía de campo de las Aves de Colombia. *Asociación Colombiana de Ornitología*. <https://asociacioncolombianadeornitologia.org/producto/guia-de-campo-de-las-aves-de-colombia-2021-miles-mcmullan/>
- McRae, B., & Kavanagh, D. (2011). *Software de análisis de conectividad Linkage Mapper*. [Software]. The Nature Conservancy. <https://linkagescape.org/>
- Meijer, J. R., Huijbregts, M. A. J., Schotten, K. C. G. J., & Schipper, A. M. (2018). Global patterns of current and future road infrastructure. *Environmental Research Letters*, 13(6), 064006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabd42>
- Meza-Joya, F., Ramos Pallares, E., & Cardona, D. (2019). Spatio-temporal patterns of mammal road mortality in Middle Magdalena Valley, Colombia. *Oecologia Australis*, 23, 575-588. <https://doi.org/10.4257/oeco.2019.2303.15>
- MinAmbiente. (2024). *Resolución 0126 de 2024* -. <https://www.minambiente.gov.co/documento-normativa/resolucion-0126-de-2024/>
- Minato, S., Otake, K., Iwamoto, K., Aiba, H., Sonoda, Y., Oda, S., Komatsu, H., Iwabuchi, M., Sato, Y., Sechibar, J., Yoshida, M., Okuda, A., Yamamoto, O., Iwamoto, S., Kobayashi, Y., Fujiyama, K., Kinoshita, T., Iijima, S., Kagawa, H., ... Morris, P. (2022). *Mitigating the effects of road construction on arboreal Japanese mammals: Benefits for both wildlife and people*. <https://doi.org/10.1163/14219980-20211111>
- Mitchell, B., Harrison, L., Ainley, J., van der Ree, R., & Soanes, K. (2022). Mitigating the effect of linear infrastructure on arboreal mammals in dense forest: A canopy bridge trial. *Ecological Management & Restoration*, 23(3), 228-236. <https://doi.org/10.1111/emr.12568>
- MITECO. (2010). *Prescripciones técnicas para la reducción de la fragmentación de hábitats en las fases de planificación y trazado*.

https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/planificacion_trazado_tcm30-195794.pdf

MITECO. (2016). *Prescripciones técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales*. <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/fragmentacion/fragm-publicaciones/fragm-publ-transp-1.html>

Mitrus, C., & Zbyryt, A. (2018). Reducing avian mortality from noise barrier collisions along an urban roadway. *Urban Ecosystems*, 21(2), 351-356. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0717-7>

Moffat, D., White, I., Béga, S., & Aburrow, K. (2022). *Structural re-design of the Animex Wildlife Bridge for the Hazel Dormouse (Muscardinus avellanarius): Lessons learnt from two connectivity mitigation case studies in the UK*. <https://doi.org/10.1163/14219980-20211107>

Moreno-Ortega, C. E. (2019). *Biodiversidad en un mundo cambiante*: Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. <https://ulibros.com/biodiversidad-en-un-mundo-cambiante-kbejw.html>

Narváez-Rivera, G. M., & Lindshield, S. M. (2022). *Assessing the importance of artificial canopy bridge design for Costa Rican monkeys in an experimental setting*. <https://doi.org/10.1163/14219980-20211104>

NASA. (s. f.). *ALOS PALSAR – Radiometric Terrain Correction*. Alaska Satellite Facility. Recuperado 16 de abril de 2025, de <https://asf.alaska.edu/datasets/daac/alos-palsar-radiometric-terrain-correction/>

Navarro-Salcedo, P., Navarro-Morales, A., & Vargas-Salinas, F. (2020). Catálogo de anfibios y reptiles de Colombia. En *Rhinella Marina* (Vol. 6). <https://www.acherpetologia.org/publicaciones/>

-
- Obando-Tobón, J. M., Delgado-V, C. A., Urrego-Giraldo, L. E., Saravia-Ruiz, P., Tapias-M, J., & Arias-Alzate, A. (2024). Influencia del comportamiento y hábitat en el atropellamiento de fauna silvestre: El caso de los vertebrados de vías periurbanas en los Andes colombianos. *Revista de Biología Tropical*, 72(1), Article 1. <https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v72i1.56433>
- Ödeen, A., & Håstad, O. (2013). The phylogenetic distribution of ultraviolet sensitivity in birds. *BMC Evolutionary Biology*, 13(1), 36. <https://doi.org/10.1186/1471-2148-13-36>
- Olsson, M. (2009). *Mittbarriärer – en kunskapsöversikt*.
- Ord, J. K., & Getis, A. (1995). Local Spatial Autocorrelation Statistics: Distributional Issues and an Application. *Geographical Analysis*, 27(4), 286-306. <https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.1995.tb00912.x>
- Otero, B. F., Herranz, J., & Malo, J. E. (2023). Bird flight behavior, collision risk and mitigation options at high-speed railway viaducts. *Science of The Total Environment*, 902, 166253. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166253>
- Pagany, R. (2020). Wildlife-vehicle collisions—Influencing factors, data collection and research methods. *Biological Conservation*, 251, 108758. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108758>
- Palacio, J. A., Muñoz Escobar, E. M., Gallo Delgado, S. M., & Rivera-Correa, M. (2006). *Guía de Campo: Anfibios y Reptiles del Valle de Aburra, Colombia* (1.^a ed.).
- Parques Nacionales Naturales de Colombia. (2025). *RUNAP en cifras*. <https://runap.parquesnacionales.gov.co/cifras>
- Peña R, M., & Quirama, Z. T. (2014). *Guía Ilustrada canon del río Porce Antioquia Aves*. https://www.academia.edu/28106799/Guia_Ilustrada_canon_del_rio_Porce_Antioquia_Aves

-
- Perez-Guerra, J., Gonzalez-Velez, J., Murillo-Escobar, J., & Jaramillo-Fayad, J. C. (2024). Prediction of areas with high risk of roadkill wildlife applying maximum entropy approach and environmental features: East Antioquia, Colombia. *Landscape and Ecological Engineering*, 20(1), 75-88. <https://doi.org/10.1007/s11355-023-00581-7>
- Pielou, E. C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13, 131-144. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(66\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0)
- Pinto, F. A. S., Clevenger, A. P., & Grilo, C. (2020). Effects of roads on terrestrial vertebrate species in Latin America. *Environmental Impact Assessment Review*, 81, 106337. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2019.106337>
- Pla, L. (2006). Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia*, 31(8), 583-590.
- Plante, J., Jaeger, J. A. G., & Desrochers, A. (2019). How do landscape context and fences influence roadkill locations of small and medium-sized mammals? *Journal of Environmental Management*, 235, 511-520. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.093>
- Potapov, P., Li, X., Hernandez-Serna, A., Tyukavina, A., Hansen, M. C., Kommareddy, A., Pickens, A., Turubanova, S., Tang, H., Silva, C. E., Armston, J., Dubayah, R., Blair, J. B., & Hofton, M. (2021). Mapping global forest canopy height through integration of GEDI and Landsat data. *Remote Sensing of Environment*, 253, 112165. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112165>
- Rahman, R., Matlock, K., Ghosh, S., & Pal, R. (2017). Heterogeneity Aware Random Forest for Drug Sensitivity Prediction. *Scientific Reports*, 7(1), 11347. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11665-4>

-
- RECOSFA. (s. f.). *Datos Recosfa – Recosfa*. Recuperado 4 de junio de 2025, de <https://recosfa.com/datos-recosfa/>
- Richiardi, C., Siniscalco, C., & Adamo, M. (2023). Comparison of Three Different Random Forest Approaches to Retrieve Daily High-Resolution Snow Cover Maps from MODIS and Sentinel-2 in a Mountain Area, Gran Paradiso National Park (NW Alps). *Remote Sensing*, 15(2), Article 2. <https://doi.org/10.3390/rs15020343>
- Rios-Soto, J. A., Zanabria-Gil, P. A., Cortes-Díaz, D., Osorio-Marín, K. F., Cubillos-Vargas, I. C., & Montilla, S. O. (2021). Nuevos registros del puercoespín colicorto (*Coendou rufescens*: Erethizontidae) en los municipios de Calarcá, Filandia y Quimbaya en el departamento del Quindío. *Mammalogy Notes*, 7(1), Article 1. <https://doi.org/10.47603/mano.v7n1.208>
- Ripley. (2004). *Spatial Statistics* | Wiley. Wiley.Com. <https://www.wiley.com/en-us/Spatial+Statistics-p-9780471691167>
- Rivera, J. H. V. (2003). Identificación del hábitat de ocho especies de aves tropicales mediante análisis de regresión, en los Tuxtlas, Veracruz, México. *Anales del Instituto de Biología serie Zoología*, 74(002), Article 002. <https://revistas.unam.mx/index.php/zoo/article/view/7287>
- Rocha, V. J., Reis, N. R. dos, & Sekiama, M. L. (2004). Dieta e dispersão de sementes por *Cerdocyon thous* (Linnaeus) (Carnívora, Canidae), em um fragmento florestal no Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21, 871-876. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752004000400022>
- Rojano Bolaño, C., Ávila Avilán, R., Rojano Bolaño, C., & Ávila Avilán, R. (2021). Mortalidad de vertebrados silvestres por atropellamiento en el departamento de Casanare, Colombia. *Revista de Medicina Veterinaria*, 42, 27-40. <https://doi.org/10.19052/mv.vol1.iss42.4>

-
- Romano, B., Ciabò, S., & Fabrizio, M. F. (2008). INFRASTRUCTURE OBSTRUCTION PROFILING: A METHOD TO ANALYSE ECOLOGICAL BARRIERS FORMED BY TRANSPORT INFRASTRUCTURE. *ResearchGate*. X Congresso Nazionale SIEP-IALE. Ecologia e Governance del Paesaggio. Esperienze e prospettive. https://www.researchgate.net/publication/251880721_INFRASTRUCTURE_OBSTRUCTION_PROFILING_A_METHOD_TO_ANALYSE_ECOLOGICAL_BARRIERS_FORMED_BY_TRANSPORT_INFRASTRUCTURE
- Sánchez, J. D. (2017). *Diversidad y uso de hábitat de carnívoros (Carnivora) en un paisaje periurbano en la cordillera central de Colombia*. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/69409>
- Santos, R. A. L., Santos, S. M., Santos-Reis, M., Figueiredo, A. P. de, Bager, A., Aguiar, L. M. S., & Ascensão, F. (2016). Carcass Persistence and Detectability: Reducing the Uncertainty Surrounding Wildlife-Vehicle Collision Surveys. *PLOS ONE*, 11(11), e0165608. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165608>
- Santos, S. M., Carvalho, F., & Mira, A. (2011). How Long Do the Dead Survive on the Road? Carcass Persistence Probability and Implications for Road-Kill Monitoring Surveys. *PLOS ONE*, 6(9), e25383. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0025383>
- Santos, S. M., Carvalho, F., & Mira, A. (2017). Current Knowledge on Wildlife Mortality in Railways. En L. Borda-de-Água, R. Barrientos, P. Beja, & H. M. Pereira (Eds.), *Railway Ecology* (pp. 11-22). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-57496-7_2
- Seo, C., Thorne, J. H., Choi, T., Kwon, H., & Park, C.-H. (2015). Disentangling roadkill: The influence of landscape and season on cumulative vertebrate mortality in South Korea. *Landscape and Ecological Engineering*, 11(1), 87-99. <https://doi.org/10.1007/s11355-013-0239-2>

-
- Shirk, A., McRae, B., & Platt, J. (2013). *Gnarly Landscape Utilities: Guía del usuario de Core Mapper*. Circuitscape. <https://circuitscape.org/gnarly-landscape-utilities/>
- Silverman, B. W. (1988). Density Estimation for Statistics and Data Analysis. *Biometrical Journal*, 30(7), 876-877. <https://doi.org/10.1002/bimj.4710300745>
- Stewart, L., Russell, B., Zelig, E., Patel, G., & Whitney, K. S. (2020). Wildlife Crossing Design Influences Effectiveness for Small and Large Mammals in Banff National Park. *Case Studies in the Environment*, 4(1), 1231752. <https://doi.org/10.1525/cse.2020.1231752>
- Suárez, A. M., & Alzate-Basto, E. (2014). *Guía Ilustrada Anfibios y reptiles Cañón del río Porce—Antioquia*.
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos*, 68(3), 571-573. <https://doi.org/10.2307/3544927>
- Teixeira, F. Z., Coelho, A. P., Beraldi, I., & Kindel, A. (2013). Vertebrate road mortality estimates: Effects of sampling methods and carcass removal. *Biological Conservation*, 157, 317-323. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.09.006>
- Teixeira, F. Z., Kindel, A., Hartz, S. M., Mitchell, S., & Fahrig, L. (2017). When road-kill hotspots do not indicate the best sites for road-kill mitigation. *Journal of Applied Ecology*, 54(5), 1544-1551. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12870>
- Teixeira, F. Z., Printes, R. C., Fagundes, J. C. G., Alonso, A. C., & Kindel, A. (2013). Canopy bridges as road overpasses for wildlife in urban fragmented landscapes. *Biota Neotropica*, 13, 117-123. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032013000100013>
- Tenorio, J. C. S., Cruz, G. A. dos S., Silveira-Filho, V. da M., Alexandre, F. da S., Gripp, T. da M., Araújo, B. G. de, Lyra-Neves, R. M. de, & Junior, W. R. T. (2023). *Effects of the Highway Matrix on the Roadkill Patterns of the Crab-Eating Fox, Cerdocyon*

-
- Thous* (Linnaeus, 1766), in *Northeastern Brazil*. Research Square.
<https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-3238038/v1>
- Théry, M. (2001). Forest light and its influence on habitat selection. En K. E. Linsenmair, A. J. Davis, B. Fiala, & M. R. Speight (Eds.), *Tropical Forest Canopies: Ecology and Management: Proceedings of ESF Conference, Oxford University, 12–16 December 1998* (pp. 251-261). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-017-3606-0_20
- United Nations. (2015). Objetivos y metas de desarrollo sostenible. *Desarrollo Sostenible*.
<https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/>
- UPRA. (2025). *Identificación general de la frontera agrícola en Colombia, a escala 1:100.00*.
<https://catalogometadatos.upra.gov.co/uprageonet/srv/spa/catalog.search#/metadatos/3b5b2eb3-274c-43a2-969c-11c66482a4cf>
- van der Grift, E. A., van der Ree, R., & Jaeger, J. A. G. (2015). Guidelines for Evaluating the Effectiveness of Road Mitigation Measures. En *Handbook of Road Ecology* (pp. 129-137). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781118568170.ch16>
- van der Ree, R., Smith, D. J., & Grilo, C. (2015a). *Handbook of Road Ecology*.
<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/9781118568170>
- van der Ree, R., Smith, D. J., & Grilo, C. (2015b). The Ecological Effects of Linear Infrastructure and Traffic. En *Handbook of Road Ecology* (pp. 1-9). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781118568170.ch1>
- Vásquez, J. D., Toro, F. A., Alzate, E., & Rocha, L. (2019). *Guía de serpientes del Valle de Aburrá*.
<https://unilibros.co/gpd-guia-de-serpientes-del-valle-de-aburra-9789588674759.html>

-
- Vicente, M. G. S., & Valencia, P. J. L. (2008). Ecología del Paisaje. Un marco para el estudio integrado de la dinámica territorial y su incidencia en la vida silvestre. *Estudios Geográficos*, 69(265), Article 265. <https://doi.org/10.3989/estgeogr.0427>
- Vichicela Albán, A. B. (2019). *Caracterización Ornitológica, en estribaciones de la Cordillera Occidental de los Andes en los Bosques Montano, Montano Bajo y Piemontano, Sector La Esperanza y Recinto Los Laureles, parroquia El Tingo, Cotopaxi 2019*. <http://repositorio.utc.edu.ec/handle/27000/6076>
- Wang, J., Yu, H., Hua, Q., Jing, S., Liu, Z., Peng, X., Cao, C., & Luo, Y. (2020). A descriptive study of random forest algorithm for predicting COVID-19 patients outcome. *PeerJ*, 8, e9945. <https://doi.org/10.7717/peerj.9945>
- Węglarczyk, S. (2018). Kernel density estimation and its application. *ITM Web of Conferences*, 23, 00037. <https://doi.org/10.1051/itmconf/20182300037>
- Wilman, H., Belmaker, J., Simpson, J., de la Rosa, C., Rivadeneira, M. M., & Jetz, W. (2014). EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology*, 95(7), 2027-2027. <https://doi.org/10.1890/13-1917.1>
- Xu, Y., Si, Y., Wang, Y., Zhang, Y., Prins, H. H. T., Cao, L., & de Boer, W. F. (2019). Loss of functional connectivity in migration networks induces population decline in migratory birds. *Ecological Applications*, 29(7), e01960. <https://doi.org/10.1002/eap.1960>
- Yap, J. L., Rosely, N. F. N., Mahadzir, M., Benedict, M. L., Muniandy, V., & Ruppert, N. (2022). "Ah Lai's Crossing" – Malaysia's first artificial road canopy bridge to facilitate safer arboreal wildlife crossings. <https://doi.org/10.1163/14219980-20211105>
- Zhang, X., Shen, H., Huang, T., Wu, Y., Guo, B., Liu, Z., Luo, H., Tang, J., Zhou, H., Wang, L., Xu, W., & Ou, G. (2024). Improved random forest algorithms for increasing the

accuracy of forest aboveground biomass estimation using Sentinel-2 imagery.

Ecological Indicators, 159, 111752. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.111752>

Zyśk-Gorczyńska, E., & Żmihorski, M. (2022). Ultraviolet film reduces bird–glass collision risk. *Ornis Fennica*, 99(2–3), Article 2–3. <https://doi.org/10.51812/of.115995>

