

Documentos para la reducción de la fragmentación de
hábitats causada por infraestructuras de transporte

9

METODOLOGÍA PARA EL ESTUDIO Y ANÁLISIS DE LA MORTALIDAD DE VERTEBRADOS EN INFRAESTRUCTURAS DE TRANSPORTE



GOBIERNO
DE ESPAÑA

VICEPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO

MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO



Este documento se ha redactado en el marco del **Grupo de Trabajo de Fragmentación de Hábitats causada por Infraestructuras de Transporte**, coordinado por la Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación. Particularmente, se ha trabajado en una comisión técnica en la que participaron las siguientes personas:

Manuel Oñorbe Esparraguera, Dirección y Coordinación de la publicación. Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

Alvaro Fuentes García, Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

Carmen Togores Torres. INECO. Asistencia Técnica de la Dirección General de Carreteras.

Encarna Pérez Aguilera y Margarita Rodríguez Pajares, Dirección General de Carreteras e Infraestructuras, Consejería de Movilidad y Transformación Digital, Junta de Castilla y León.

Francisco Javier Cantero Desmartines, Dirección General de Biodiversidad y Gestión Forestal, Consejería de Medio Ambiente, Agricultura e Interior, Comunidad de Madrid.

Francisco Javier Martínez Medina. OBIMASA. Consejería de Fomento, Medio Ambiente y Servicios Urbanos. Ciudad de Ceuta.

Joaquín Cuenca Lozano. INECO. Asistencia Técnica ADIF AV.

Jordi Solina Angelet, Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural, Departament de Territori, Habitatge i Transició Ecològica, Generalitat de Catalunya

Jose Miguel Tolosa Polo. Jefatura Provincial de Tráfico de Cantabria. Dirección General de Tráfico.

Manuel García Sánchez-Colomer, CEDEX, Ministerio de Transportes y Movilidad Sostenible.

María Jesús Palacios González y Francisco A. Hueso Fernández. Dirección General de Sostenibilidad, Consejería de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Sostenible, Junta de Extremadura.

María Mercedes Santino Ortega. Dirección General de Carreteras, Ministerio de Transportes y Movilidad Sostenible.

Rafael Sánchez Guerras. Dirección de Planificación Territorial y Agenda Urbana. Gobierno Vasco.

Rosa María Matas López, Subdirección de Medio Ambiente, Dirección Corporativa, ADIF-Alta Velocidad

Saioa Elordui-Zapatarietxe Del Aguila. Departamento de Infraestructuras y Desarrollo Territorial. Bizkaiko Foru Aldundia-Diputación Foral de Bizkaia.

Asistencia técnica para la redacción del documento:

Carlos Rodríguez, Marcello D'Amico, Jacinto Román, Miguel Clavero y Eloy Revilla, mediante Convenio entre el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico y la Agencia Estatal Consejo Superior de Investigaciones Científicas, M.P., en relación al diagnóstico y seguimiento de la mortalidad de fauna en las vías de transporte en España aprobado mediante Resolución de 31 de julio de 2020, de la Subsecretaría del Ministerio de la Presidencia, Relaciones con las Cortes y Memoria Democrática.

Fotografías: Los nombres de los autores se indican al pie de cada imagen.

Agradecimientos: A los cientos de voluntarios que han participado en el Proyecto SAFE (Stop Atropellos de Fauna en España), y en especial a los coordinadores de las siguientes sociedades científicas: Francisco J. García, de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos; Sara Cabezas, de la Sociedad Española de Ornitología – SEO/BirdLife; y Carlos Caballero, de la Asociación Herpetológica Española. También a Julio Rabadán (Observation.org España). Este proyecto ha sido posible gracias al Convenio del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico con dichas sociedades, aprobado mediante la Resolución de la Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación, de fecha 27 de julio de 2020.

Agradecimiento especial a Georgina Álvarez por su papel decisivo en la gestación del proyecto SAFE y por su implicación constante a lo largo de todo el proceso. Su compromiso, dedicación y rigor profesional han sido fundamentales para el desarrollo y consolidación de esta línea de trabajo.

Cita recomendada:

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. 2024. Metodología para el estudio y análisis de la mortalidad de vertebrados en infraestructuras de transporte. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, número 9. 75 pp. Madrid.

Aviso legal: los contenidos de esta publicación podrán ser reutilizados, citando la fuente y la fecha, en su caso, de la última actualización.



MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN
ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO

Edita
© SUBSECRETARÍA
Gabinete Técnico

Edición: 2024
NIPO (papel): 665-24-075-9
NIPO (línea): 665-24-076-4
Depósito Legal: 665-24-076-4
Diseño y maquetación: Tragsatec

1	1. Presentación	3
	1.1. Antecedentes	3
	1.2. Justificación	4
	1.3. Objetivos	5
	1.4. Ámbito de aplicación	5
	1.5. Destinatarios	6
2	2. Bloque A. Propuesta metodológica para la evaluación de la mortalidad de fauna en vías de transporte	7
	2.1. Posibles objetivos de los estudios de mortalidad	7
	2.1.1. Estudios dirigidos a conocer la accidentalidad derivada de la colisión con animales	8
	2.1.2. Estudios dirigidos a conocer el efecto de la mortalidad de fauna en vías de transporte sobre la biodiversidad	10
	2.1.3. Estudios dirigidos a conocer la eficacia de medidas de mitigación	11
	2.2 Protocolo de muestreo	12
	2.2.1. Selección de especies	12
	2.2.2. Dimensión espacio-temporal	13
	2.2.3. El esfuerzo de muestreo	13
	2.2.4. Recursos humanos y materiales	14
	2.3. Registro de la información	16
	2.4. Uso e interpretación de la información recogida	18
	2.4.1. Ubicación final del cadáver	19
	2.4.2. Persistencia del cadáver	19
	2.4.3. Eficacia de búsqueda	20
	2.4.4. Cálculo del sesgo derivado de la ubicación final del cadáver	21
	2.4.5. Cálculo del sesgo de persistencia de los cadáveres	22
	2.4.6. Cálculo del sesgo derivado de la eficacia de búsqueda de los cadáveres	24
	2.5. Estimaciones de mortalidad	25
	2.6. Otras variables de interés	26
3	3. Bloque B. Cuantificación de la mortalidad de fauna en las carreteras españolas. Proyecto SAFE	27
	3.1. Introducción. Mortalidad de vertebrados en las carreteras españolas (SAFE)	27
	3.2. Metodología de muestreo	27
	3.2.1. Registro de la información	28
	3.2.2. Uso e interpretación de la información recogida	28
	3.3. Archivo y descarga de la información	30
	3.4. Análisis para estimar la mortalidad total	30

4	4. Resultados del Proyecto SAFE	31
	4.1. Muestreos de los voluntarios de SAFE	31
	4.2. Estimación de la mortalidad total	33
	4.2.1. Cálculo del sesgo derivado de la ubicación final del cadáver	34
	4.2.2. Cálculo del sesgo de persistencia de los cadáveres	34
	4.2.3. Cálculo del sesgo derivado de la eficacia de búsqueda de los cadáveres	35
	4.2.4. Corrección de las estimaciones de mortalidad	38
5	5. Conclusiones y recomendaciones técnicas generales	45
	5.1. Estimaciones	45
	5.2. Limitaciones	45
	5.3. Estudio pionero	46
6	6. Fichas descriptivas	47
7	7. Bibliografía	64
8	8. Listado de especies encontradas en los muestreos	71

**Documentos para la reducción de la fragmentación de
hábitats causada por infraestructuras de transporte**

9

METODOLOGÍA PARA EL ESTUDIO Y ANÁLISIS DE LA MORTALIDAD DE VERTEBRADOS EN INFRAESTRUCTURAS DE TRANSPORTE



GOBIERNO
DE ESPAÑA

VICEPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO

MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO



Presentación

1.1. Antecedentes

Las infraestructuras de transporte penetran en los ecosistemas generando destrucción de hábitats, modificando su estructura (fragmentándolos) y su dinámica de funcionamiento. Esta fragmentación del territorio provoca también la pérdida de conectividad entre las poblaciones animales que lo habitan, reduciendo su viabilidad (véase MITECO 2019). Además de los efectos derivados de la fragmentación, las vías suponen una causa de muerte directa por atropello o arrollamiento, pero también por colisión o atrapamiento con diferentes elementos de la vía (pantallas, vallas, cables, tensores, desagües, etc.) (Véase MAGRAMA 2015). Es decir, aunque los animales tengan la capacidad física de cruzar la vía, este desplazamiento a través de ella tiene un coste en términos de aumento de las tasas de mortalidad. Las infraestructuras de transporte tienen, por tanto, efectos directos e indirectos sobre el medioambiente, incluyendo la composición de especies y son una fuente de pérdida de biodiversidad cada vez más importante a escala planetaria (Benítez-López 2010; Ascensao et al. 2021).

Muchos de estos efectos y, en especial, la pérdida de conectividad entre hábitats y las posibles vías de minimizar este impacto, han sido considerados previamente en la serie de prescripciones técnicas elaboradas por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO). A dicha serie se incorpora este documento en forma de diagnóstico de uno de los impactos directos que las infraestructuras tienen sobre la biodiversidad: la muerte de animales por arrollamiento. A pesar de ser un indicador muy grosero de los muchos efectos derivados de la construcción y uso de infraestructuras, es la imagen más reconocida de su

efecto. Además, tiene una dimensión socioeconómica (es una fuente importante de accidentalidad en vías interurbanas) que magnifica el problema y permite abordarlo desde un punto de vista multidisciplinar, lo que facilita la búsqueda y aplicación de medidas para reducirlo.

A pesar de los efectos mencionados, el escenario de diagnóstico del problema con el que se cuenta actualmente es relativamente pobre: solo la siniestralidad, entendida como colisiones con fauna que provocan daños materiales o personales, tiene una cobertura nacional y un seguimiento permanente que permite identificar las especies más afectadas y las áreas de especial riesgo (Vicente 2019; véase también Shilling y Waetjen 2015). Es, generalmente, esta siniestralidad la que promueve la aplicación de medidas mitigadoras para reducir las colisiones que causan daños a los vehículos y a las personas.

Sin embargo, la magnitud del problema para los vertebrados que no provocan accidentes de tráfico (reptiles, anfibios y pequeñas aves y mamíferos) solo se conoce a partir de estudios a menor escala (pero véase Brockie et al. 2009; Canal et al. 2018; Garriga et al. 2012; Seiler 2003; Sillero et al. 2019) que, además, no suelen ser objeto de seguimiento a largo plazo. Extrapolando información de dichos estudios locales y aplicando otras metodologías, Loss et al. (2012) estimaron que en EE UU mueren anualmente entre 89 y 340 millones de aves debido a colisiones con vehículos. De forma similar, Grilo et al. (2020) estimaron 194 millones de aves y 29 millones de mamíferos al año para Europa (véanse otras estimaciones en Gerow et al. 2010; Langen et al. 2007; Valerio et al. 2021 y revisiones en Barrientos et al. 2018; Colino-Rabanal 2011 y Ruiz-Capillas et al. 2015).



Para España, la única aproximación que existe hasta la fecha fue la llevada a cabo por la Sociedad para la Conservación de los Vertebrados (SVC) mediante el llamado Plan de Mortalidad de Vertebrados en Carretera, cuya última actualización es de 2003 (PMVC 2003). Este estudio se basó en la recopilación de datos recogidos por numerosos voluntarios que resultó en una distribución espacial de los muestreos claramente sesgada. No obstante, se recogieron 43.503 datos de atropellos de 301 especies en más de 60.000 km recorridos, más de la mitad realizados mediante transectos periódicos. Con esta información, se calculó una mortalidad anual de 30 millones de vertebrados en España, lo que coincide, a grandes rasgos, con las estimaciones a gran escala anteriormente citadas, y supone un impacto considerable. Además de varias consideraciones metodológicas (como se señala a continuación), el gran desarrollo de infraestructuras y el aumento en el número de vehículos durante las últimas décadas aconsejan la actualización de dicha información.

Como buen conocedor de esta situación, el Grupo de Trabajo de Fragmentación de Hábitats causada por Infraestructuras de Transporte (GTFHT), coordinado por la Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación (DGBBD) del MITECO, organiza, desde 2002, jornadas técnicas dirigidas a conocer mejor esta y otras problemáticas relacionadas con el impacto de las vías de transporte sobre el territorio y su mitigación. En la celebrada en 2019, centrada específicamente en mortalidad de fauna en vías de transporte, se concluyó que *es crucial la obtención de datos regionales, a partir de registros validados, tomados en muestreos estratificados, desde transectos sistemáticos, en el marco de protocolos estandarizados. En ellos, se habrá de tener en cuenta la exposición de los animales a la colisión, así como las tasas de detectabilidad y de desaparición de los cadáveres, para minimizar resultados espurios. Finalmente, convendría conseguir, al menos, índices del número de animales atropellados por kilómetro de vía al año.* Fruto de dicha convicción, el MITECO impulsó la realización del pre-

sente trabajo para la toma estandarizada de información en todo el territorio nacional, su diseño y análisis. Aunque la evaluación de la mortalidad de vertebrados en carretera puede llevarse a cabo desde diferentes puntos de vista, con diferentes objetivos y metodologías, como se detalla a lo largo de este documento, sus limitaciones y sesgos no siempre han recibido la atención que merecen y deben ser tenidos en cuenta, ya que múltiples estudios recientes indican que dichos sesgos hacen que los valores obtenidos infraestimen de manera importante (incluso en órdenes de magnitud) el número real de animales atropellados (véanse revisiones en Barrientos et al. 2018; Colino-Rabanal 2011 y Ruiz-Capillas et al. 2015).

1.2. Justificación

Resulta difícil ofrecer soluciones a un problema cuando no se conoce su verdadera magnitud. A pesar de las estimaciones mencionadas líneas arriba, la cuantificación de la mortalidad por atropello del conjunto de los vertebrados españoles sigue siendo una tarea pendiente. Los eventos de alta mortandad que sufren muchas especies de anfibios y algunas de aves y mamíferos sugieren que las muertes por atropello o arrollamiento pueden determinar dinámicas de extinción local de especies (véase Borda da Agua et al. 2014; Brehme et al. 2018; Glista et al. 2007; Grilo et al. 2012; Langen 2007; Wembridge et al. 2016). Cuantificar correctamente este impacto es crucial para efectuar una primera evaluación de los grupos más afectados y, posteriormente, evaluar consecuencias a nivel poblacional, de distribución geográfica, establecer grupos animales que sufren una mayor mortalidad por atropello, etc. Por último, este diagnóstico proporcionará valores de referencia robustos que permitirán evaluar la efectividad de dichas medidas ya que, en muchos casos, la ausencia de esos datos de referencia limita o directamente impide una correcta evaluación (MITECO 2020).

1.3. Objetivos

Este documento tiene dos objetivos generales que determinan la estructura del documento en sendos bloques bien diferenciados de objetivos específicos. Por un lado, pretende ofrecer una guía metodológica para la evaluación de la mortalidad en vías de transporte (objetivo específico 1). Por el otro, se lleva a cabo una cuantificación de la mortalidad de fauna en las carreteras españolas (objetivos específicos 2, 3 y 4) que, a su vez, sirve de ejemplo de algunas de las metodologías propuestas en el primer bloque.

Bloque A. Propuesta metodológica para la evaluación de la mortalidad en vías de transporte:

1. Enumerar las diferentes aproximaciones, objetivos y metodologías existentes para la cuantificación de la mortalidad de vertebrados en vías de transporte (carreteras y ferrocarriles). Proponer la metodología para el bloque B y describir las ventajas e inconvenientes, así como los posibles errores que deben evitarse.

Bloque B. Cuantificación de la mortalidad de fauna en las carreteras españolas:

2. Hacer una descripción lo más fidedigna posible de la situación actual de la mortalidad de vertebrados terrestres en las carreteras españolas según la información recabada.
3. Ofrecer tasas de corrección para los principales sesgos que afectan a las estimaciones de mortalidad en el mayor número posible de grupos de vertebrados y cuantificar sus tasas reales de mortalidad final (corregida) en las carreteras españolas.
4. Evaluar la importancia cualitativa de las tasas de mortalidad calculada para los diferentes grupos de vertebrados y su potencial impacto en cada uno de ellos.

Este documento se centra, fundamentalmente, en vertebrados terrestres: anfibios, reptiles, aves y mamíferos, para los que existen metodologías validadas, estimaciones de los principales

sesgos asociados y datos de referencia. A pesar de la creciente importancia de los estudios sobre mortalidad de invertebrados en vías de transporte, en el momento de elaboración de este estudio no se cuenta con las mínimas garantías metodológicas ni datos de referencia que permitan evaluar dicho impacto sobre este importante componente de la biodiversidad animal (pero véase Baxter-Gilbert et al. 2015; García 2023; Martin et al. 2018; McKenna et al. 2001; Muñoz et al. 2015; Soluk et al. 2011 y Yamada et al. 2010).

1.4. Ámbito de aplicación

El ámbito de aplicación de estas prescripciones técnicas son todos aquellos seguimientos ambientales en los que deba llevarse a cabo una evaluación de la mortalidad animal causada por infraestructuras de transporte. Este tipo de estudios se realizan, principalmente, en las fases de explotación y conservación de las vías.

En este contexto, es importante establecer metodologías que permitan cuantificar la mortalidad generada por las vías de transporte sobre las poblaciones de vertebrados que pueblan los diferentes hábitats por los que discurren estas infraestructuras, ya que es una medida directa y muy intuitiva de su impacto sobre la biodiversidad. La obtención de datos estandarizados, además, permite analizar de forma conjunta resultados obtenidos en distintos tramos e incluso en diferentes infraestructuras. Desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad, dicha cuantificación permitiría estimar si la mortalidad observada es asumible por la población de estudio (p. ej. Ruiz-Capillas et al. 2015) o si, por el contrario, supone un limitante para su persistencia a corto, medio o largo plazo. Este conocimiento podría incorporarse al programa de vigilancia ambiental en los procedimientos de Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) para mejorar la identificación, caracterización y cuantificación de los impactos, así como para el diseño de las medidas más ade-

cuadas para su reducción, o la mejora de las ya existentes, priorizando aquellos grupos más sensibles a la mortalidad producida por la vía. El seguimiento para comprobar la eficacia de las medidas puede incluir, aunque no necesariamente, seguimientos de mortalidad en la vía. Podría ser también de utilidad para desarrollar actuaciones de refuerzo de la infraestructura verde (Orden PCM/735/2021, de 9 de julio).

1.5. Destinatarios

Como el resto de la serie de “Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte”, esta publicación se dirige a los profesionales del diseño, explotación y conservación de las infraestructuras de transporte terrestre, tanto del ámbito público como privado. Dentro de este amplio abanico profesional, los contenidos del texto serán de especial interés para los técnicos involucrados en los procedimientos de evaluación de impacto ambiental, los encargados de diseñar y ejecutar los programas de vigilancia ambiental de la infraestructura en la fase de explotación, pero también para los profesionales que efectúan el diseño y la ejecución de la infraestructura verde y el seguimiento de su relación con la infraestructura gris. Finalmente, este documento será previsiblemente muy útil para los profesionales de la formación en las áreas de las infraestructuras y el medioambiente.

2

Bloque A. Propuesta metodológica para la evaluación de la mortalidad de fauna en vías de transporte

Los métodos para la recolección de información sobre mortalidad de fauna en vías de transporte dependen enormemente de los objetivos con los que se lleve a cabo su estudio. Ello, a su vez, condicionará la selección de especies-objetivo, la dimensión espacio-temporal del estudio, las metodologías aplicadas y el personal necesario para su ejecución (véase [Ficha 3](#)). Por otro lado, se debe prestar atención al establecimiento de un protocolo de muestreo y registro de la información que deberán conocer y aplicar todos los integrantes del equipo de trabajo. Por último, las diferentes metodologías tienen diferentes capacidades y limitaciones, que es importante conocer para el correcto uso e interpretación de la información (véase [Ficha 2](#)). A continuación, se describen en detalle estos cuatro apartados: objetivos, protocolo de muestreo, registro y uso e interpretación de la información.

2.1. Posibles objetivos de los estudios de mortalidad

Hay múltiples circunstancias que requieren llevar a cabo evaluaciones de la mortalidad de fauna en vías de transporte dependiendo, fundamentalmente, del objetivo principal del estudio (véase [Figura 1](#)):

- 2.1.1. Estudios dirigidos a conocer la accidentalidad derivada de la colisión con animales.
- 2.1.2. Estudios dirigidos a conocer el efecto de la mortalidad de fauna en vías de transporte sobre la biodiversidad.
- 2.1.3. Estudios dirigidos a conocer la eficacia de las medidas de mitigación.



Figura 1. Representación esquemática de los diferentes objetivos que puede tener un estudio de evaluación de mortalidad en infraestructuras lineales de transporte. Fotos: (de arriba a abajo): Junta de Castilla y León, Jacinto Román y Gobierno de Navarra.

2.1.1. Estudios dirigidos a conocer la accidentalidad derivada de la colisión con animales

En este primer caso, el objetivo principal es la seguridad vial, por lo que se contemplan únicamente aquellas situaciones en las que la mortalidad de fauna en infraestructuras de transporte compromete de alguna manera dicha seguridad. En España, la entidad encargada de registrar las colisiones con animales en carretera que causan siniestros es la Dirección General de Tráfico (DGT), que tiene un sistema específicamente dedicado a ese objetivo (sistema Arena2) en todo el territorio español con excepción de Cataluña y País Vasco, que cuentan con sistemas propios de funcionamiento similar. En el caso de ferrocarriles, el administrador de infraestructuras ferroviarias (ADIF) o sus homólogos autonómicos (p. ej. Ferrocarrils de la Generalitat de Catalunya -FGC-) cuentan con información similar a la del sistema Arena2 referida a las colisiones con fauna que derivan en algún tipo de perjuicio para los vehículos y el tráfico ferroviario: el sistema GIFO+ para la red convencional y el sistema PIDAME para la red de alta velocidad. FGC, por su parte, utiliza una herramienta de análisis de datos de actualización mensual. Todos estos sistemas registran los incidentes por arrollamiento en los que se ve relacionada la fauna. El registro se produce en aquellos casos en los que interfiere sobre el tráfico o la explotación ferroviaria.

En el sistema Arena2, la información se recoge de forma sistemática, es decir, cuando hay un atestado en el que está implicado un animal, este es registrado en la aplicación. El volumen de información recogido siguiendo esta metodología es ingente. Sólo en 2022 se produjeron más de 35.000 de estos accidentes. Es, por tanto, una información valiosísima para efectuar un diagnóstico detallado del problema, con posibilidad de desglosar la información por comunidades autónomas (CC. AA.), provincias, meses e incluso tramos horarios y geolocalización. Utilizando información adicional acerca de los kilómetros de carreteras disponibles en

los diferentes territorios es posible, además, comparar la siniestralidad relativa de las diferentes provincias o CC. AA. Este paso adicional es crucial para dicha comparación, dada la gran variabilidad de longitud de vías en las diferentes provincias, pero sobre todo en las diferentes CC. AA.

Además de este papel descriptivo, esta información puede usarse con fines predictivos, es decir, con el objetivo de establecer medidas que permitan reducir este importante componente de la siniestralidad vial (aproximadamente un tercio de los accidentes de tráfico se producen por colisión con animales). Es, por ejemplo, el caso del prototipo de señalización variable que han desarrollado la Universidad de Salamanca y la Junta de Castilla y León. Este modelo utiliza los patrones espacio-temporales de accidentes con fauna encontrados en la información de Arena2 para establecer unos niveles de riesgo de colisión que se trasladan a señales de activación inteligente. Estas alertan en tiempo real a los conductores sobre el riesgo de accidente con fauna (véase Colino-Rabanal et al. 2021). De forma similar, en Extremadura se utilizó la información sobre atropellos de lince ibérico (*Lynx pardinus*) para seleccionar una serie de tramos donde se instaló un sistema de señalización variable que, en este caso, se activa al detectar la presencia de la señal de radio que emiten los collares GPS que portan los animales. A nivel nacional, la Dirección General de Carreteras (DGC) del Ministerio de Transporte y Movilidad Sostenible, ha seleccionado 150 tramos de más de un kilómetro de la red viaria estatal, con especial frecuencia de incidentes viales con implicación de animales (TEFIVA). La DGC publica la localización de estos tramos en la página Web del Ministerio y los señala de forma que los usuarios puedan identificar claramente que están circulando por uno de estos tramos y tomar las debidas precauciones.

No obstante, el uso de esta información con fines predictivos conlleva una serie de dificultades metodológicas que deben ser consideradas (véase Fernández-López et al. 2022) pero, sobre todo, es necesario tener en cuenta las limitaciones

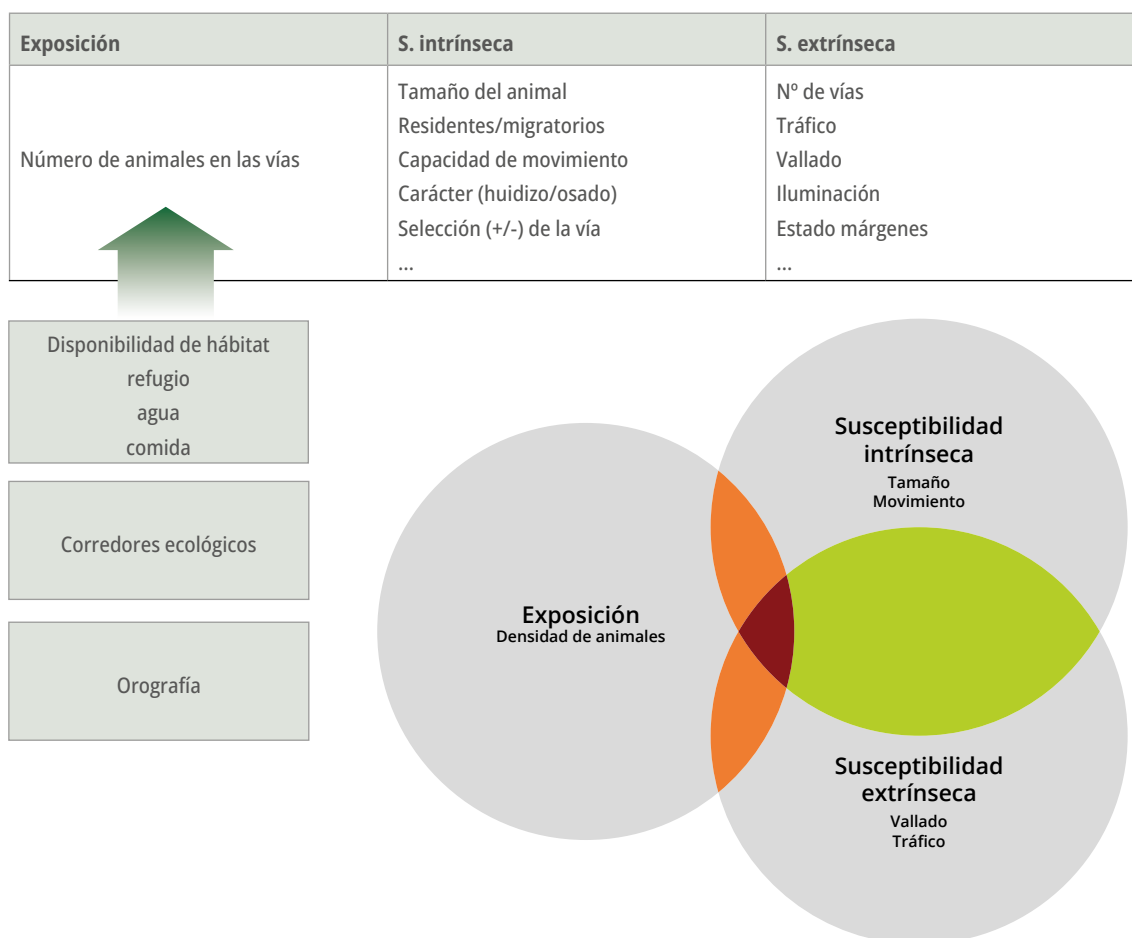


Figura 2. Esquematzación del riesgo de atropello en función de la exposición, la susceptibilidad intrínseca del propio animal y la susceptibilidad extrínseca impuesta por las vías de transporte. En rojo, riesgo máximo, pues confluyen la exposición, la susceptibilidad intrínseca y la extrínseca. En naranja, riesgo medio, pues sólo confluyen la exposición con la susceptibilidad intrínseca o la extrínseca. En verde, se subraya la importancia de la exposición, ya que, en su ausencia, el riesgo es nulo independientemente de la susceptibilidad tanto intrínseca como extrínseca.

inherentes a la propia naturaleza de la información, así como al resto de variables consideradas para elaborar esos modelos predictivos:

De forma general, se considera que la probabilidad de atropello está determinada por tres tipos de variables: la exposición, la susceptibilidad intrínseca y la susceptibilidad extrínseca (véase Visintin et al. 2016 y Figura 2).

La exposición tiene que ver con la presencia de animales en las inmediaciones de las vías, condición *sine qua non* para que se produzca una colisión. En última instancia, la densidad de animales es la variable principal que condiciona la probabilidad de atropello. En ese sentido, la frecuencia de accidentes antiguos

puede informar sobre la densidad actual de animales, pero lo hace de forma indirecta y algo grosera, por lo que no es el mejor predictor posible. Además de esta relación indirecta, la propia complejidad de las dinámicas poblacionales y su comportamiento en relación con el territorio, la variabilidad del medio (disponibilidad de agua u otros recursos, calendario cinegético, impacto de otras infraestructuras, incendios forestales, etc.) hacen que la localización de los animales en relación con las infraestructuras pueda variar de un año a otro. Para todos los grupos animales, existen técnicas de censo que permiten estimar esta variable con bastante precisión (p. ej. Wilson et al. 1996) y, de hecho, existen cuerpos profesio-

nales dentro de la administración o al servicio de esta (p. ej. Agentes de Medio Ambiente, Guardas rurales, etc.) que ya los llevan a cabo en otras circunstancias.

La susceptibilidad intrínseca tiene que ver con atributos del propio animal que lo hace más susceptible de sufrir atropello. Influyen su tamaño, capacidad de movimiento, afinidad por las vías, etc.

La susceptibilidad extrínseca aglutina todos aquellos factores no dependientes del animal, como los atributos asociados a la vía (existencia de vallado o pasos de fauna, tráfico, tamaño de la infraestructura, iluminación, gestión de márgenes, etc.).

Por último, es necesario tener en cuenta la propia impredecibilidad del evento de colisión. Es decir, pueden darse todas las circunstancias de alto riesgo, pero que finalmente se produzca o no el atropello dependiendo del comportamiento del animal concreto, que siempre es muy difícil de predecir.

Por tanto, se recomienda el uso de la información procedente del sistema Arena2 o de sus homólogos en Cataluña y País Vasco, o GIFO+ y PIDAMe en caso de ferrocarriles (o sus homólogos en las diferentes comunidades autónomas), para explorar y conocer de forma detallada la siniestralidad en las vías de interés del estudio.

Por el contrario, si el objetivo es predecir dicha siniestralidad, es necesario asumir que la capacidad predictiva de esta información es limitada, siendo necesario introducir fuentes adicionales de información, como la densidad de animales en las inmediaciones de las vías para generar modelos predictivos más robustos y fiables (véase Visintin et al. 2016).

2.1.2. Estudios dirigidos a conocer el efecto de la mortalidad de fauna en vías de transporte sobre la biodiversidad

En este segundo caso, el objetivo es conocer el efecto sobre las poblaciones animales de la mortalidad causada por la infraestructura de transporte, independientemente de si afecta o no a la seguridad vial. Aunque existen otros muchos supuestos en los que se llevan a cabo este tipo de evaluaciones, hay dos situaciones prototípicas que deben ser mencionadas: el impacto sobre poblaciones de especies amenazadas en el marco de programas de actuaciones o medidas de conservación y los estudios de vigilancia ambiental derivados de procedimientos de EIA.

Un ejemplo bien conocido de evaluación del impacto de la mortalidad en infraestructuras de transporte sobre especies concretas lo constituye el lince ibérico, para el que se han llevado a cabo numerosas campañas de conservación y en prácticamente todas ellas se ha tenido en cuenta esta importante fuente de mortalidad no natural (Soorae 2013). Otros grupos sensibles a la mortalidad generada por las colisiones con vehículos son los anfibios o los murciélagos. Debido a las múltiples diferencias entre especies, resulta tremendamente difícil elaborar prescripciones técnicas generales que puedan ser válidas para especies tan distintas como el visón europeo, el milano real, la lagartija batueca, la salamandra rabilarga o el propio lince ibérico, por poner sólo algunos ejemplos. Esta gran especificidad señala la necesidad de consultar a expertos en el estudio de las diferentes especies, su selección de hábitat, su comportamiento y sus movimientos. De hecho, en muchos de estos estudios no se lleva a cabo una evaluación *in situ* de la mortalidad de la especie, ya que suele tratarse de especies poco abundantes y con pocos registros de mortalidad, por lo que suelen recopilarse los datos existentes sobre mortalidad por atropello en toda su área de distribución: observaciones puntuales, bibliografía o cualquier otra fuente. Alternativamente, pueden llevarse a cabo estudios *in situ* sobre especies de hábitos similares que puedan dar idea de su

potencialidad para ser atropellada. Suelen ser estudios dirigidos a reducir una mortalidad potencial o, dicho de otra forma, a intentar que esta no se produzca. Con frecuencia, estas medidas llevan asociados objetivos de mitigación, por lo que convergen con el [apartado 2.1.3](#).

El segundo caso prototípico corresponde a los estudios sobre mortalidad derivados del procedimiento de evaluación de impacto ambiental en fase de explotación de infraestructuras de transporte que, generalmente, exige la detección y caracterización empírica de su afección sobre la fauna. En este tipo de estudios, con frecuencia, se lleva a cabo una aproximación en dos fases, evaluando en primer lugar la mortalidad de un amplio espectro de especies para determinar si existen especies relevantes afectadas negativamente por la infraestructura. En este caso se activaría la segunda fase en la que será necesario llevar a cabo estudios de detalle sobre dichas especies relevantes en los que, de nuevo, es necesario consultar con expertos en su ecología y comportamiento. Este tipo de estudios suelen derivar en propuestas o acciones de mitigación sobre esta afección. En este caso, será necesario ampliar los objetivos del estudio para incluir el análisis de la efectividad de dichas medidas (véase MITECO 2020), para lo que se tendrá en consideración el siguiente apartado.

2.1.3. Estudios dirigidos a conocer la eficacia de medidas de mitigación

Este es el objetivo específico de algunos estudios: valorar la eficacia de medidas de mitigación de la accidentalidad por colisión con fauna, ejecutadas en tramos concretos de las vías. En la mayoría de ocasiones estos proyectos constituyen un segundo paso derivado de algunos de los proyectos mencionados anteriormente en los apartados [2.1.1](#) y [2.1.2](#), puesto que están específicamente dirigidos a encontrar soluciones constructivas o de gestión (vallados, pasos de fauna, señalización, gestión de la vegetación en márgenes, etc.) (véase revisión y documentación exhaustiva en MAGRAMA 2015) que permitan reducir la siniestralidad vial o el impacto sobre poblaciones animales que habitan en el entorno

de las vías de transporte. En ellos se llevan a cabo estudios de mortalidad como forma de:

1. Seleccionar aquellas ubicaciones más adecuadas para la implantación o construcción de estas medidas de mitigación.

De forma general estas pueden establecerse a partir de a) la intersección con rutas migratorias, dispersivas o reproductivas (p. ej. corredores ecológicos), o b) áreas con elevada densidad de poblaciones animales.

En el primer caso es necesario evaluar la mortalidad en la intersección de la vía con dichos corredores.

En el segundo caso, la evaluación de la mortalidad de fauna en la infraestructura solo puede definir amplias zonas en las que esta es elevada. Esto es así por las dinámicas temporales de las poblaciones de interés y las decisiones que puedan tomar los diferentes individuos que integran la población, que son las que definen la densidad de animales en el entorno de la vía. Dicha densidad puede ser obtenida *in situ* (véase [Ficha 9](#)). En estas situaciones es extremadamente difícil precisar lugares concretos en los que las acciones de mitigación deban llevarse a cabo. Esta definición amplia de la zona de actuación es interesante desde el punto de vista constructivo, ya que puede facilitar el emplazamiento de las medidas de mitigación, especialmente los pasos de fauna: los tramos en trinchera facilitan la construcción de pasos superiores mientras que los tramos en terraplén facilitan la construcción de pasos inferiores. En este sentido es necesario recordar que, además de la propia construcción del paso, hay que llevar a cabo el correcto acondicionamiento de accesos, cerramientos, naturalización, etc. (MAGRAMA 2015) lo que también influirá en su localización final en este supuesto.

2. Verificar la eficacia de las medidas de mitigación implantadas.

Este testado de la efectividad de las medidas ejecutadas suele incluir estudios de siniestralidad o mortalidad *a posteriori* tras la ejecución de estas actuaciones (idealmente, siguiendo

un esquema tipo BACI -véase MITECO 2020-). Más allá de la estimación de la mortalidad producida por la infraestructura, determinar la efectividad de las medidas que se han implementado reviste el máximo interés como fuente de conocimiento trasladable a otros ámbitos con problemas análogos y debe ser uno de los objetivos prioritarios cuando se abordan este tipo de estudios. Una particularidad de los estudios específicamente dirigidos a implantar o construir medidas de mitigación, especialmente si contemplan la construcción de grandes estructuras (pasos de fauna), es que las evaluaciones previas de mortalidad dirigidas a la selección de ubicaciones potenciales para las acciones de mitigación se llevan a cabo a una escala espacial mucho mayor (kilómetros) que los estudios de mortalidad elaborados para conocer la eficacia de las medidas implementadas (cientos de metros alrededor de la medida). Es importante tenerlo en cuenta porque la diferente dimensión espacial y, en ocasiones, la diferente metodología empleada, limitan la capacidad de comparación entre ambos escenarios e impiden la correcta evaluación de su efectividad.

En cualquier caso, un factor que debe tenerse en cuenta es que no toda la mortalidad de fauna hallada en infraestructuras de transporte es debida a la colisión con vehículos. En ocasiones, otros elementos como las barreras acústicas, los vallados perimetrales, los cables y sus apoyos (p. ej. en ferrocarriles), arquetas y otros elementos del sistema de drenaje, etc. pueden ser fuentes de mortalidad (p. ej. ADIF 2023). El primer paso consiste, por tanto, en identificar qué factores de mortalidad van a ser considerados y, en la medida de lo posible, los atropellos y otras fuentes de mortalidad serán caracterizados de forma independiente para su mejor comprensión y evaluación. Si bien, en ocasiones, es difícil dilucidar cuál de ellos es el que ha ocasionado el siniestro, es importante protocolizar desde un punto de vista metodológico la adscripción de la mortalidad a los distintos agentes causales potenciales para poder determinar su peso relativo en la mortalidad causada por la infraestructura.

Los diferentes objetivos descritos en este capítulo determinan la selección de especies-objetivo, la dimensión espacio-temporal del estudio, el tipo de metodología aplicada y los recursos humanos necesarios para llevarlo a cabo.

2.2. Protocolo de muestreo

En todos los casos, se recomienda establecer un protocolo de muestreo que, como mínimo, considere:

2.2.1. Selección de especies

En estrecha relación con el [apartado anterior](#), el conjunto de especies-objetivo depende de los objetivos del estudio, condicionando su diseño, desarrollo, así como las conclusiones que de él puedan sacarse.

Por un lado, es frecuente que sean los accidentes causados por la colisión de vehículos con animales los que sean registrados por la policía o autoridad de tráfico en cada región o país, o por las compañías aseguradoras. En este tipo de estudios, la información registrada se circunscribe al conjunto restringido de especies (generalmente de tamaño mediano y grande) que pueden tener un impacto sobre la siniestralidad vial.

Otros estudios, sin embargo, tienen entre sus objetivos conocer la mortalidad de un conjunto mayor de especies, independientemente de si son capaces o no de provocar accidentes de tráfico. Pueden ser estudios sobre grupos concretos en los que se ha descrito un fuerte impacto de la mortalidad generada por las vías (p. ej. anfibios, reptiles, rapaces nocturnas, especies amenazadas, etc.) o grupos más numerosos que abarquen todos o gran parte del espectro faunístico existente en el ámbito de la vía. Estos estudios de amplio espectro faunístico pueden ser promovidos por las administraciones, colectivos conservacionistas, sociedades científicas o centros de investigación. Son también frecuentes en las diferentes fases del procedimiento de EIA, especialmente en la evaluación de la efectividad de las medidas mitigadoras, si es que estas fueron previstas antes de la puesta

en funcionamiento de la infraestructura, así como en la detección de impactos por mortalidad no previstos en fases previas.

2.2.2 Dimensión espacio-temporal

Los estudios de mortalidad en infraestructuras de transporte pueden ser desde locales (p.ej. la intersección de una vía con un territorio de una especie en peligro de extinción), estar limitado a una única campaña o evaluación puntual, o llevarse a cabo a escala continental y a lo largo de varios años (p. ej. proyectos LIFE de la UE). Los procedimientos de EIA, por su parte, suelen operar a lo largo de tramos concretos de vía (decenas de kilómetros) y durante varios años, incluyendo varias campañas en cada uno de ellos con el objetivo de que los datos que se obtengan sean representativos del impacto por mortalidad que genera la infraestructura (ADIF 2018). Obviamente, esto condiciona enormemente las características del estudio y, además, es el ámbito al que son aplicables las conclusiones que se extraigan. Cualquier extrapolación espacial o temporal debe hacerse con sumo cuidado y justificando su validez.

En ese sentido, es fundamental considerar la frecuencia de censo ya que, cuanto mayor es esta, menor es la probabilidad de perder cadáveres por acción de los carroñeros o por el efecto del tránsito de vehículos (Morrison 2002; Teixeira et al. 2013; ADIF 2018), pero ello incrementa el coste de la prospección. Por ese motivo, es clave estimar el tiempo medio de persistencia de los cadáveres en la carretera a partir de experimentos de campo (véase [Uso e interpretación de la información recogida](#) más adelante) que permitan elaborar una curva de desaparición de los cadáveres de las especies-objetivo (ADIF 2018; Coelho et al. 2008; Santos et al. 2011; Guinard et al. 2012; Ratton et al. 2014; Santos et al. 2016). En general, las especies de gran tamaño tienden a persistir más que las pequeñas (DeVault et al. 2004; Flint et al. 2010; Guinard et al. 2012; Teixeira et al. 2013; Santos et al. 2016). Por otro lado, los cadáveres frescos o nuevos y más íntegros tienden a persistir menos que los viejos (Guinard et al. 2012; Santos et al. 2011).

2.2.3. El esfuerzo de muestreo

Para muchas de las circunstancias descritas anteriormente, los estudios de mortalidad en infraestructuras pueden elaborarse a partir de diferentes fuentes de información, cada una de las cuales tiene sus ventajas e inconvenientes o limitaciones. La principal diferencia entre metodologías reside en la existencia o no de control de esfuerzo, es decir, si la metodología permite conocer el número de atropellos registrados en función del esfuerzo empleado para ello (generalmente en términos de distancia recorrida o tiempo necesario para llevarlo a cabo). De forma general, los métodos sin control de esfuerzo se basan en observaciones puntuales, mientras que los métodos con control de esfuerzo se basan en transectos de longitud conocida a lo largo de los cuales se registran los atropellos, bien de forma manual, o utilizando cámaras u otros dispositivos apropiados (véase García de la Morena 2017; Sousa Guedes et al. 2019). En el primer caso, además, pueden distinguirse entre observaciones casuales u oportunistas (encuentro fortuito con un animal atropellado que decide registrarse) de las que se llevan a cabo de forma sistemática. Un ejemplo de este último caso es el sistema Arena2 de la Dirección General de Tráfico o los mencionados sistemas GIFO+ y PIDAME de ADIF.

Los datos extraídos de metodologías con control de esfuerzo permiten llevar a cabo análisis de “presencia/ausencia” de especies (si estas han sido incluidas como especie-objetivo en los estudios), es decir, permiten establecer dónde y cuándo se da cita una especie o evento (en este caso un atropello) y dónde no. En el caso de las metodologías sin control de esfuerzo, los datos obtenidos son de “sólo presencia”, es decir, no es posible saber si aquellos lugares donde no ha habido presencia es porque la especie o evento no aparece o porque no han sido muestreados. La falta de control de esfuerzo también impide saber si el evento es frecuente (con poco esfuerzo ya es posible registrarlo) o extremadamente raro (hace falta muchísimo esfuerzo para poder registrarlo). En resumen, las metodologías con control de esfuerzo permiten cuantificar la información extraída, mientras que las metodologías

sin control de esfuerzo sólo permiten hacer un inventario de atropellos y especies atropelladas y estimar de forma relativa qué especies sufren más atropellos que otras sin poder precisar si, donde no se han registrado atropellos, es porque no los hay o porque no se han mirado. Son también útiles para impulsar estudios de más profundidad en caso de aparecer especies de interés, o para localizar lugares del territorio para los que no existe información. Solo en el caso de que la recolección de eventos sin control de esfuerzo sea sistemática (siempre que sucede un evento, este es registrado, como sucede en los sistemas de la DGT, ADIF, o FGC), a partir de un volumen suficiente de información se puede asumir que, allí donde más información se recoge, es porque las especies o eventos considerados se dan con mayor frecuencia (véase [Ficha 2](#)).

Cada metodología tiene sus ventajas e inconvenientes en su aplicación y en el alcance o tipo de resultados que pueden ofrecer, como se ha comentado líneas arriba (véase también Brotons et al. 2004). Las observaciones fortuitas son tremendamente fáciles de conseguir de múltiples fuentes por lo que el volumen de información suele ser elevado, pero las observaciones suelen estar sesgadas hacia animales grandes o vistosos (Periquet et al. 2018) y, como no hay control de esfuerzo, no es posible cuantificar ni comparar entre zonas o momentos. Estas limitaciones son difícilmente franqueables, además de requerir planteamientos analíticos complejos (p. ej. Russo et al. 2020; Fernández-Lopez et al. 2022). En el caso de los transectos, el control de esfuerzo que supone recorrer una longitud preestablecida, permite obtener no sólo la información puntual del atropello, sino la tasa de atropello por kilómetro, lo que permite hacer comparaciones entre transectos. Su ejecución periódica, además, permite comparar todas las visitas realizadas a un mismo transecto a lo largo de un determinado lapso temporal, lo que permite establecer periodos de mayor o menor siniestralidad. Si, además, se aplica el mismo protocolo de muestreo, los resultados serían comparables entre diferentes equipos de trabajo u observadores. Este tipo de aproximación, sin embargo, requiere más planificación, financiación y constancia.

Es frecuente que varias de estas metodologías acaben siendo utilizadas de forma simultánea o secuencial. Por ejemplo: mediante observaciones fortuitas puede descubrirse la sensibilidad de una especie amenazada a los atropellos en una determinada zona y posteriormente llevarse a cabo transectos que permitan cuantificar este impacto de forma detallada. En el caso particular de los estudios de mortalidad enmarcados en los procedimientos de EIA se utilizan métodos con control de esfuerzo y protocolos estandarizados de muestreo para obtener datos comparables tanto entre campañas o años dentro de un mismo proyecto, como entre proyectos.

2.2.4. Recursos humanos y materiales

En estrecha relación con los puntos anteriores, el desarrollo de estudios de mortalidad debe tener en cuenta el personal disponible para llevarlo a cabo. Los equipos profesionales capaces de desarrollar metodologías complejas no suelen ser muy numerosos por lo que, generalmente, se restringen a escalas espaciales de tipo local. Las aproximaciones a nivel de provincia o comunidad autónoma suelen desarrollarse a partir de personal no especializado, bien con técnicos de las administraciones, o con otro tipo de personal a su servicio. En este caso, es necesario que dicha tarea esté incluida en los pliegos de contratación.

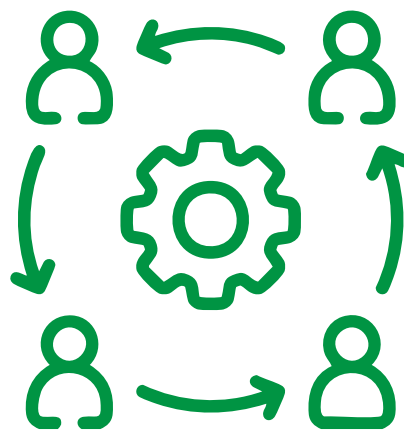
A escalas espaciales mayores, los programas de voluntariado suelen ser el único modo de obtener la cobertura geográfica necesaria para llevar a cabo este y otro tipo de estudios (véase p. ej. Pleguezuelos et al. 2002; Palomo et al. 2007; Román 2020; SEO/Birdlife 2022).

En la literatura científica acerca de los impactos de las infraestructuras lineales de transporte sobre la biodiversidad, se pueden encontrar ejemplos de la aplicación de todas las metodologías descritas líneas arriba, como el uso de información proveniente de las empresas de conservación de infraestructuras de transporte, encargadas de retirar y gestionar los cadáveres (Puglisi et al. 1974; Case 1978; Romin y Bissonette 1996a; Clevenger et al. 2003), censos o

transectos llevados a cabo por personal especializado a pie y en bicicleta (Ashley and Robinson 1996; Smith and Dodd 2003; Dodd et al. 2004), o más comúnmente en coche (Romin y Bissonette 1996b; Orłowski and Nowak 2006; Carvalho y Mira 2011; Grilo et al. 2011) y campañas de colaboración ciudadana o voluntariado ambiental (Klar et al. 2009; Červinka et al. 2015).

Los análisis llevados a cabo para valorar las fortalezas y debilidades de las diferentes aproximaciones indican que los informes de las empresas de conservación de infraestructuras de transporte incluyen fauna solo a partir de cierto tamaño (se retiran si comprometen la seguridad vial) y, generalmente, la fiabilidad de las identificaciones es baja (pero véase Teixeira et al. 2013). Los censos profesionales a pie o en bicicleta son de cobertura geográfica relativamente reducida y duración determinada, dado el elevado coste asociado, aspecto que debe ser tenido en consideración por el organismo encargado de planificar este tipo de estudios. Además, el potencial riesgo para el observador limita el tipo de vías que se muestrean (Scott 1938; Langen et al. 2007). Los llevados a cabo en coche, aunque solventan alguna de estas limitaciones, tienen una capacidad de detección limitada, especialmente de animales pequeños (Gerow et al. 2010; Langen 2007; Santos et al. 2016; Teixeira et al. 2013). Por último, los proyectos basados en voluntariado ambiental suelen tener problemas de distribución geográfica, inconsistencia metodológica (p. ej. sesgo hacia animales grandes o amenazados -Periquet et al. 2018-) y baja precisión de las observaciones. No obstante, una apropiada formación, coordinación y dirección de los proyectos basados en voluntariado ambiental permite generar información confiable. Este tipo de aproximación se conoce como ciencia ciudadana y constituye una vía de obtención de información válida desde el punto de vista científico, pero llevada a cabo por voluntarios (véase Román 2020; Valerio et al. 2021). Cada vez con más frecuencia, los datos necesarios para llevar a cabo diferentes investigaciones son extraordinariamente diversos, están repartidos de forma dispar por la geografía y,

en algunos casos, son eventos singulares. Este tipo de información sería difícil de registrar de no ser por la ayuda de la ciudadanía. Los proyectos D-NOSES (polución ambiental), “Contadores de Estrellas” (cuantificar el número de meteoros durante las lluvias de estrellas), LiquenCity (indicadores de calidad del aire), o Mosquito alert (detección del mosquito tigre en España) son buenos ejemplos de ello. En otras ocasiones, el propio avance de la tecnología y las grandes infraestructuras tecnológicas proporcionan cantidades ingentes de datos que, por su volumen, son difíciles de analizar por los propios equipos de investigación. A través de herramientas de uso reglado, la ciudadanía contribuye a clasificar o seleccionar esos datos, como ha ocurrido en los proyectos MalariaSpot (detección microscópica del parásito que causa la malaria) y STARTS4ALL (contaminación lumínica). En todos los casos, los objetivos, el diseño experimental, el filtrado final de la información y los análisis siguen estando a cargo de los investigadores o técnicos especialistas, que establecen qué parte de los protocolos de trabajo están abiertos a la participación ciudadana y si es necesario algún periodo formativo previo.



2.3. Registro de la información

Para el registro de la información y, especialmente, si el estudio se lleva a cabo con metodologías con control de esfuerzo, es preciso establecer protocolos de trabajo estandarizados que garanticen que este proceso se lleve a cabo del mismo modo por los diferentes integrantes de los equipos de trabajo, así como dentro del mismo equipo a lo largo del tiempo. Solo de esta manera la información recogida podrá ser archivada en una única base de datos armonizados. Para conseguir esta homogeneidad, suelen emplearse formularios preestablecidos, listas patrón de especies e instrucciones precisas sobre la información a consignar en cada campo, su formato, sus unidades, los criterios de asignación, etc. (véanse fichas 3 y 4). Los equipos de trabajo experimentados suelen tener estos procesos muy optimizados (véase ADIF 2018). En caso contrario, es necesario un ingente trabajo previo de puesta en común, así como un análisis preliminar exhaustivo que garantice la homogeneidad de la información recogida.

Generalmente, las bases de datos para el almacenamiento de la información recogida constan de tres niveles o fases: recorrido, visita y observación (véanse Ficha 4 y MITECO 2020). Cada una de ellas recoge un tipo de información diferente. Así, en el nivel superior se definen los transectos a llevar a cabo, su longitud, punto de inicio y fin, etc. En el nivel intermedio se definen las visitas a dichos transectos, sus fechas, observadores e incidencias, si las hubiera. Este nivel es de gran relevancia en aquellos estudios que se lleven a cabo con control de esfuerzo, ya que permite documentar aquellos transectos que se han ejecutado, pero en los que no se han registrado atropellos. Por último, en el tercer nivel se sitúan las observaciones de atropello que se registran en cada visita al transecto (véase Ficha 4).

En la actualidad, el proceso de registro de la información se facilita y simplifica gracias al uso de aplicaciones móviles específicamente

desarrolladas para el registro de información sobre mortalidad de fauna. Campos como fecha, hora o coordenadas geográficas de ubicación del cadáver, que resultan tediosas de incluir de forma manual y son potencialmente problemáticas por la existencia de diferentes formatos, sistemas de coordenadas, etc., son registrados de forma automática por el dispositivo móvil y de forma homogénea entre diferentes dispositivos y observadores. Estas aplicaciones, además, permiten vincular a cada registro los archivos asociados a la información registrada (p. ej. imagen del atropello) y hacerlo de forma sencilla e inequívoca, lo que simplifica y garantiza su correcto archivado.

Algo similar sucede con la identificación de las especies y su registro. Estas aplicaciones cuentan con una lista patrón de especies que facilita la toma de información, evita errores de tecleo y asegura una relación unívoca entre las especies y el nombre con el que figuran en la base de datos. Las aplicaciones móviles presentan, por tanto, muchas ventajas de carácter práctico a la hora de tomar la información, pero, sobre todo, facilitan enormemente su compilación y archivado en una única base de datos (generalmente *online*), que puede ser usada directamente para llevar a cabo análisis estadísticos. Esto es así porque ofrece la garantía de que el valor de cualquier campo en un registro (una fila en la base de datos) es directamente comparable con el valor de ese mismo campo en cualquier otro registro, independientemente de si fue creado por el mismo observador o no. Este requerimiento es fundamental y resulta más difícil de conseguir cuantos más observadores tiene el equipo de trabajo, siendo absolutamente esencial en el caso de proyectos de ciencia ciudadana. Además, algunas de estas aplicaciones (p. ej. *observation.org* o *inaturalist*, véase Monge-Nájera 2018; Bil et al. 2020) cuentan con sistemas tanto de identificación como de validación de las observaciones a partir de las imágenes, lo que permite la participación de ciudadanos sin conocimientos de fauna y contribuyen a mejorar la calidad de la identificación. Cuentan, además, con herramientas para

ajustar la privacidad de la información a las necesidades de cada estudio. Dada su abundancia y alta tasa de renovación, resulta difícil elaborar un listado de aplicaciones móviles que pueda resultar útil en el horizonte temporal de uso de este documento, por lo que se sugieren los siguientes atributos para elegir la más adecuada en cada circunstancia.

- Propietario: se aconseja utilizar apps desarrolladas por entidades sin ánimo de lucro, preferiblemente académicas ya que, generalmente, no dependen de que a una compañía comercial le resulte rentable su mantenimiento. Suelen, además, trabajar con filosofía de “datos abiertos” en plataformas colaborativas a largo plazo.
- Vigencia: se aconseja utilizar apps que lleven tiempo en el mercado con un número de usuarios elevado y con vinculaciones con administraciones, proyectos científicos, campañas de ciencia ciudadana, etc. Ornitho.cat, por ejemplo, lleva años siendo usada en Cataluña para múltiples objetivos, siendo la herramienta de referencia en ese territorio.
- En el caso específico de los atropellos, se recomienda utilizar aquellas para las que exista la opción específica de registrar animales muertos o atropellados.
- Que se adapte a la metodología de muestreo. Aunque esto no es relevante en el caso de querer tomar información de forma oportunista, cuando se hace de forma sistemática, siguiendo un transecto, es importante que la app permita definir dicho transecto, tener en cuenta el punto de inicio y fin, etc. Este es tal vez el punto más exigente, pues no hay muchas apps con esta posibilidad.
- Posibilidad de funcionar offline: es frecuente que los transectos transcurran por áreas con mala cobertura móvil, por lo que se desaconsejan aquellas apps que dependen de conexión a internet para funcionar correctamente. De forma similar y dado que la mayor parte de los móviles

usan la red telefónica para mejorar la precisión de sus sistemas de navegación, en caso de trabajar con recorridos predefinidos, resultan aconsejables aquellas apps que permiten definir el recorrido con la precisión requerida y posteriormente adscribir las observaciones a dicho recorrido, incluso cuando la precisión de la ubicación de la observación es baja.

- Que mantenga una lista actualizada de todas las especies-objetivo del muestreo.
- Opcionalmente, que la app cuente con personal especializado que revise las observaciones y permita su confirmación o rectificación resulta muy útil cuando en el proyecto participan personas con poca experiencia en la identificación de animales.

A pesar de las innegables ventajas que ofrecen las aplicaciones móviles, su uso no exime del establecimiento de un protocolo de registro de la información que sea conocido y asimilado por todos los integrantes del equipo para que, independientemente de qué observador lleve a cabo el registro de la información, este se haga de la misma forma y con los mismos criterios (véase [ficha 3](#)). De forma similar, es necesario considerar las limitaciones logísticas u operacionales que pueda tener el trabajo con apps y dispositivos móviles (disponibilidad de dispositivos, acceso a energía eléctrica, brecha digital, etc.) ya que determinadas circunstancias pueden aconsejar el uso de herramientas clásicas de recogida de información.



2.4. Uso e interpretación de la información recogida

Para la correcta interpretación de los conteos de animales encontrados muertos en vías de transporte así como en elementos asociados a las mismas, es crucial tener presente que estos representan sólo una fracción de los animales que realmente mueren. Para que el animal que muere en la vía sea contabilizado por el observador se suceden toda una serie de eventos (véase [Figura 3](#)) que condicionan su registro:

Ubicación final del cadáver: el animal que sufre el atropello o colisión debe caer en la zona de búsqueda del observador.

Persistencia del cadáver: este ha de permanecer en la zona de búsqueda hasta que pase el observador.

Eficacia de búsqueda: el observador debe ser capaz de detectar el cadáver.

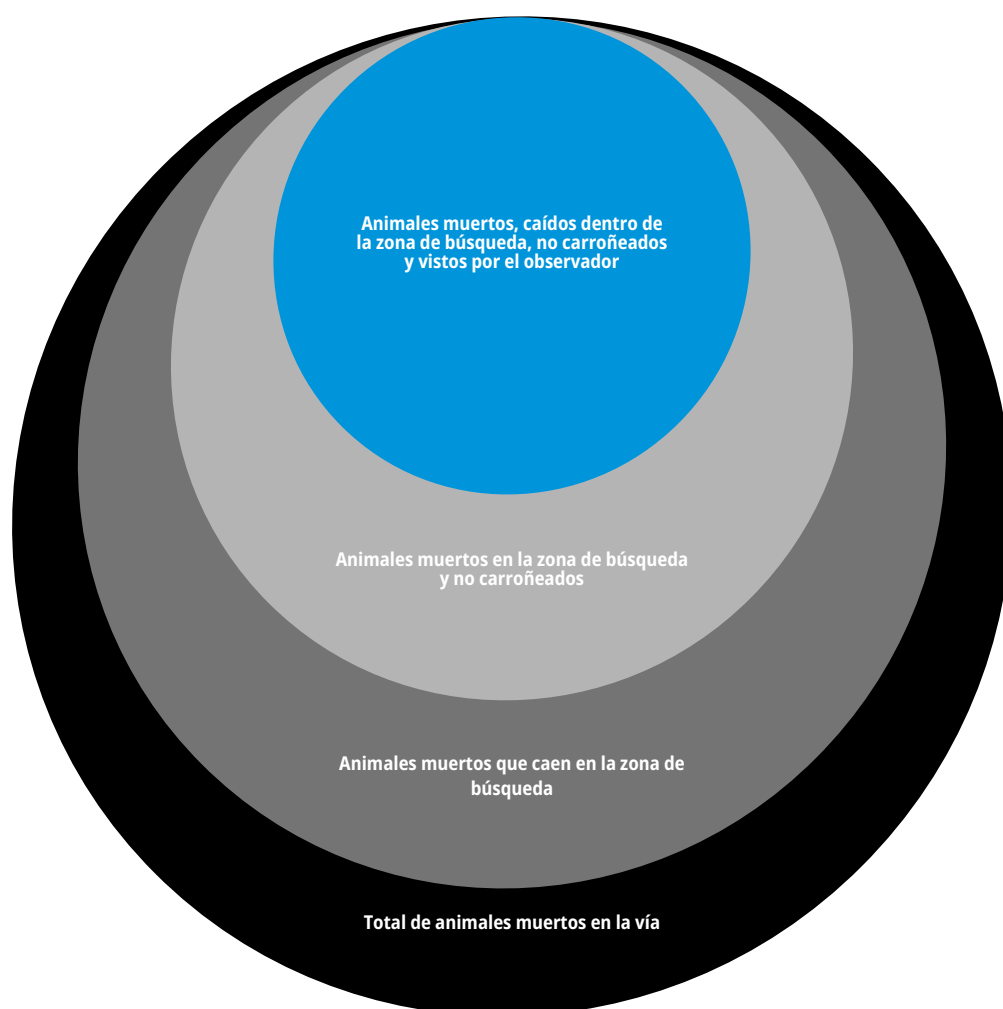


Figura 3. Representación esquemática de la mortalidad de fauna que se produce en las vías de transporte (círculo negro), su posterior registro (círculo azul) y los procesos que median entre ambos valores y que es necesario corregir para obtener estimaciones lo más precisas posible. El tamaño relativo de los diferentes círculos es meramente estético. No sigue ninguna escala.

2.4.1. Ubicación final del cadáver

El primer factor que determina que el animal atropellado pueda ser contado es que su ubicación final esté dentro de la franja de búsqueda de los observadores. Este puede no ser el caso sí, debido a la violencia del choque, el cadáver sale despedido fuera de dicha franja. Esto sucede con aves de vuelo veloz como patos o perdices. También puede suceder que, aun habiendo sido heridos de muerte, los animales sean capaces de desplazarse lo suficiente para no ser encontrados. Es el caso de cérvidos, jabalíes y carnívoros de mediano y gran tamaño, pero también de serpientes que, por unos minutos, mantienen la capacidad de desplazarse. Por último, los animales atropellados pueden quedar adheridos al vehículo que causó su muerte y ser transportados por él (Figura 4a y 4b), no apareciendo en la zona de búsqueda del observador y, por tanto, no siendo registrados (véase Román et al. 2024).

2.4.2. Persistencia del cadáver

El segundo factor que determina que un animal muerto por atropello sea registrado es que permanezca en la zona de búsqueda hasta que el observador pueda registrarlo (Barrientos et al. 2018). La acción de los carroñeros u otros factores como el mantenimiento rutinario de las vías o el pisoteo constante de los vehículos puede hacer que dicho cadáver ya no esté en la zona de búsqueda cuando pase el observador (Flint et al. 2010; Santos et al. 2016; 2019; Steward 1971; Figuras 5 y 6). Un trabajo llevado a cabo en la región de Alentejo (Portugal) encontró tiempos máximos de persistencia de 4 días para lagartijas y 5 días para murciélagos, con probabilidades muy altas de que apenas persistieran 1 día (94 y 85 %, respectivamente; Santos et al. 2011).



Figura 4a y 4b. En la imagen de la Izquierda (4a) se puede apreciar un cadáver de Buitre negro (*Aegypius monachus*) atropellado por un tren de alta velocidad y aún adherido al morro de la locomotora en su llegada a destino. Foto: Javier Bustamante. En la imagen de la derecha (4b) se puede apreciar un cadáver de Murciélago hortelano (*Eptesicus isabellinus*) enganchado al limpiaparabrisas tras chocar con vehículo. Foto: Julio Blas.

2.4.3. Eficacia de búsqueda

El tercer factor que determina que un animal muerto por colisión con vehículo sea encontrado es la eficacia de búsqueda. Especies de pequeño tamaño (Figura 7), crípticas (de colores similares al asfalto o a la vegetación de los márgenes), o cuyos restos acaben ocupando las microdepresiones y grietas del asfalto por el paso constante de vehículos (p. ej. anfibios y pequeños reptiles) son difíciles de encontrar en los muestreos. Más aún si la velocidad a la que se llevan a cabo las prospecciones es elevada (Collinson et al. 2014). La inexperiencia de los observadores también puede impedir que estos localicen alguno de los cadáveres presentes en la vía (Ponce et al. 2010). Para algunos grupos, existen desarrollos tecnoló-



Figura 5. Ratón moruno (*Mus spretus*) atropellado en la A-432, El Pedroso (Sevilla). La foto de la izquierda fue hecha a las 9:20 h y la de la derecha el mismo día a las 10:35 h, tras ser carroñeado. En el último caso, la mancha pudo ser detectada por ser muy reciente y conservar algunos pelos. Unas horas después habría sido completamente indetectable. Fotos: Carlos Rodríguez y Alberto García. Composición: Jacinto Román.



Figura 6. Imagen de un zorro retirando un cadáver utilizado para calcular de forma experimental la persistencia de animales atropellados en las vías. Foto: ADIF.

gicos dirigidos a minimizar este sesgo y optimizar las prospecciones (Sousa Guedes et al. 2019) pero, en términos generales, es necesario asumir que una parte de los cadáveres que están en la zona de búsqueda cuando pasa el observador no son detectados por este. De hecho, en estudios de mortalidad de fauna en parques eólicos es cada vez más frecuente el uso de perros adiestrados para la localización de cadáveres (Reyes et al. 2016; véase revisión en Barrientos et al. 2018).

Estos tres factores contribuyen, generalmente de forma muy significativa, a que el número de cadáveres que finalmente se registra sea menor que el número real de muertes que se producen. Además, tal y como se ha descrito, actúan de forma secuencial, reduciendo este número en cada uno de los pasos de la secuencia (véase Figura 3). Hay que tener en consideración que los tres factores actúan de forma independiente y de forma más o menos intensa en cada caso, por lo que es imprescindible calcularlos siempre que se lleve a cabo un estudio de mortalidad. Adicionalmente, es necesario considerar que estos factores o sesgos no operan igual para todos los agentes causales de mortalidad en la infraestructura por lo que su aplicación a cada uno de ellos debe ponderarse de forma adecuada. Así el atropello/colisión es un agente causal en el que operan estos tres sesgos. En otros casos, como el atrapamiento en otros elementos de la infraestructura, el sesgo fundamental es el de "eficacia de búsqueda" y, más concretamente, la correcta prospección de todos los elementos capaces de generar este tipo de siniestros.

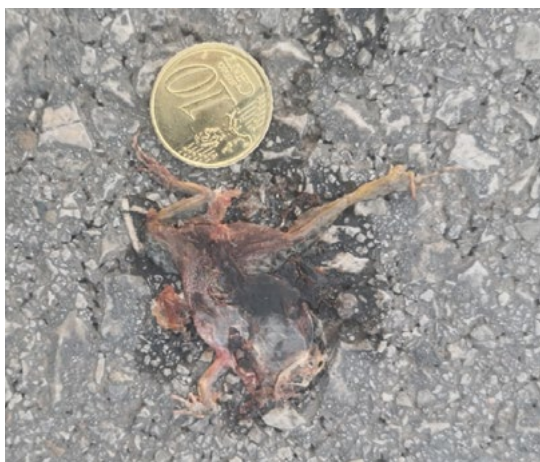


Figura 7. Detalle del atropello de una ranita meridional (*Hyla meridionalis*) en La Campana (Sevilla). El tamaño de la moneda (aprox. 2 cm) sirve como referencia de tamaño y de la dificultad de encontrar estos atropellos. Foto: Carlos Rodríguez.

2.4.4. Cálculo del sesgo derivado de la ubicación final del cadáver

De los tres factores o sesgos mencionados, este es el menos estudiado, a pesar de haber sido identificado en varios trabajos sobre la materia (véase Boves & Belthoff 2012; Bishop & Brogan 2013; Loss et al. 2014; Winton et al. 2018; Hesse & Rea 2020). Esto es debido a que su cuantificación es extremadamente difícil ya que requiere la observación directa de un número suficiente

de atropellos que permita calcular, para cada grupo animal involucrado, qué porcentaje de los cadáveres cae dentro o fuera del área efectiva de búsqueda. A pesar del gran número de estudios revisados para la elaboración de este documento, ninguno de ellos estima este sesgo en vías de transporte. No obstante, el estudio de mortalidad en carretera de Delgado et al. 2019, definiendo un área de búsqueda de hasta 8 m de distancia desde el borde de la calzada, encontró que solo un 32 % de los cadáveres detectados lo fueron dentro de la zona pavimentada. Este trabajo no tuvo en cuenta la detectabilidad ni la persistencia de los cadáveres, sus diferencias dentro y fuera de la zona pavimentada, ni la posibilidad de que los cadáveres caigan más allá de los 8 m o que sean arrastrados por el vehículo. A pesar de estas limitaciones, que impiden cuantificar correctamente este sesgo, ofrece una primera aproximación de su magnitud potencial. Algo similar sucede con el estudio de Winton et al. 2018, centrado exclusivamente en serpientes, en el que encontraron un aumento de la detección de un 9,5 % cuando se incluían las cunetas en el área efectiva de búsqueda. En ferrocarriles de alta velocidad, ADIF registra la distancia a la vía de los cadáveres encontrados y calcula la probabilidad acumulada de encontrar un cadáver

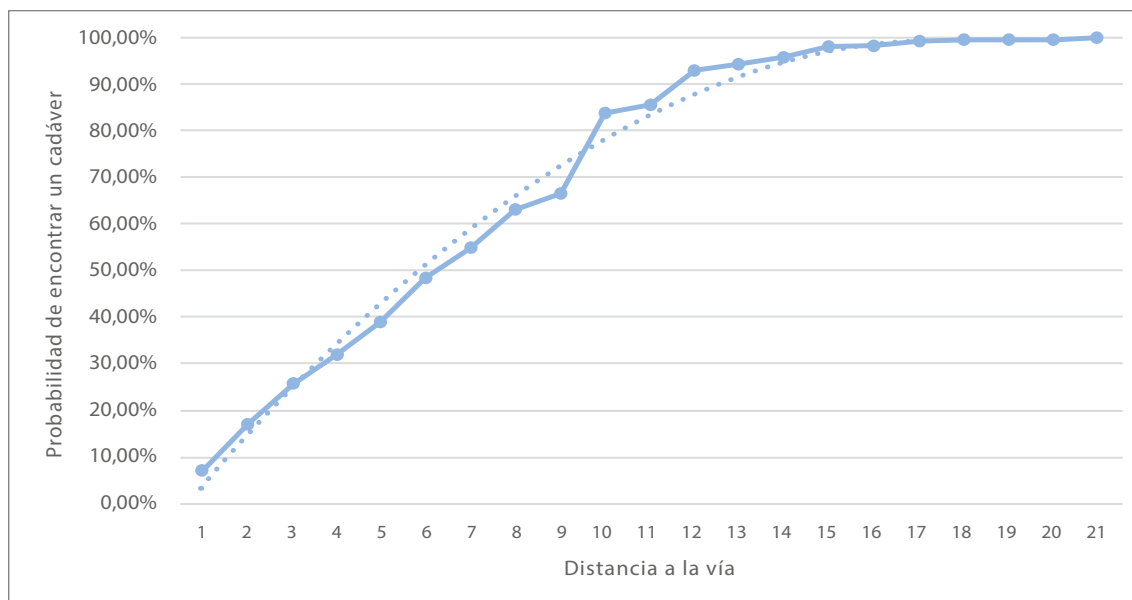


Figura 8. Relación entre la distancia a la vía y la probabilidad de encontrar un cadáver calculada por ADIF.



Figura 9. Cadáver de jabalí pegado a vallado perimetral (arriba a la derecha). Sin la existencia de esta estructura el animal malherido podría haberse arrastrado fuera de la zona de búsqueda y no ser registrado. Foto: Carlos Rodríguez.

en función de esta variable (Figura 8). A partir de esta relación establece la anchura apropiada de la banda de muestreo (véase Ficha 1).

Es importante considerar en este punto que, características de la vía como la existencia de cerramientos (que impedirían arrastrarse fuera de la vía a animales grandes, véase Figura 9) o su situación en terraplén (donde el simple efecto de la gravedad puede ayudar a que el cadáver acabe fuera de la zona de búsqueda) o en trinchera (efecto contrario) incrementan o disminuyen la importancia de este sesgo para determinadas especies.

En el caso de otras fuentes de mortalidad derivada de la infraestructura como la colisión con cables, catenarias y otros elementos, también es necesario considerar este sesgo, ya que contribuye a la infraestimación de la mortalidad por esta causa (p. ej. Beaularier, D. 1981). En el

caso de atrapamiento (p. ej. por los elementos propios del drenaje longitudinal de la infraestructura), es preciso que las áreas de muestreo incluyan específicamente estos elementos como ámbitos objeto de muestreo. De igual modo las colisiones asociadas al vallado requieren muestreos de la parte interior y exterior del mismo, aspecto que debe tomarse en consideración en el diseño metodológico del estudio (ADIF, 2018).

2.4.5. Cálculo del sesgo de persistencia de los cadáveres

Para estimar este sesgo se utilizan, fundamentalmente, dos metodologías que conllevan la visita repetida a un mismo transecto.

En el primero de los métodos, se hace una visita inicial al transecto en la que se colocan en la vía cadáveres de animales obtenidos previamente y

se anota su ubicación. En el protocolo utilizado por ADIF, por ejemplo, se utilizan cadáveres de especies comerciales de diferentes tamaños (codornices medias y enteras, perdices, palomas y faisanes) y, en proporción similar a la observada en el campo, se “siembran” aleatoriamente un mínimo de 5 cadáveres por km a lo largo del tramo a prospectar (ADIF 2018). Se anota su tipología y ubicación y en sucesivas visitas posteriores se van anotando aquellos cadáveres que desaparecen de la vía (Figura 6).

En la segunda de las metodologías, la primera visita se usa para localizar los cadáveres existentes y marcarlos. En visitas subsiguientes se verifica su persistencia y se localizan cadáveres nuevos, cuya persistencia también se evalúa, extendiendo el tamaño de muestra y la duración del estudio (Gerow et al. 2010; Santos et al. 2011). Este tipo de estudios tienen la ventaja de considerar fauna local y condiciones reales (p. ej. cadáveres más y menos íntegros), pero no permiten tener tamaños de muestra homogéneos para diferentes circunstancias (fauna grande o pequeña, localización inicial del cadáver, etc.). También se ha discutido si los métodos para marcar los cadáveres ya vistos (bridas, pinturas, etc.) pueden facilitar su locali-

zación por parte de los carroñeros o, por el contrario, aumentar su desconfianza hacia el cadáver y por tanto alterar artificialmente los cálculos de persistencia. En ese sentido se recomienda la utilización de bridas, retirando la parte sobrante, por ser una marca poco conspicua y permanente (y cómoda de transportar y utilizar desde el punto de vista logístico).

Las tasas de desaparición tienen una gran variabilidad espacial y temporal además de la determinada por las propias características del cadáver (especie, grado de deterioro, etc.) lo que aconseja su cálculo en cada estudio que se acometa, realizando un número suficiente de réplicas espaciales y temporales, así como considerando todas las especies-objetivo del estudio y abarcando siempre que sea posible la totalidad del ámbito de prospección. Esta información, además, permite llevar a cabo reajustes en el diseño experimental planteado, ya que permite calcular la frecuencia óptima de muestreo a partir de la tasa de persistencia media de los cadáveres (Figura 10; ADIF 2018). La frecuencia de censo dependerá de las especies objetivo, de la precisión que se quiera obtener y de los recursos materiales y personales de los que se disponga.

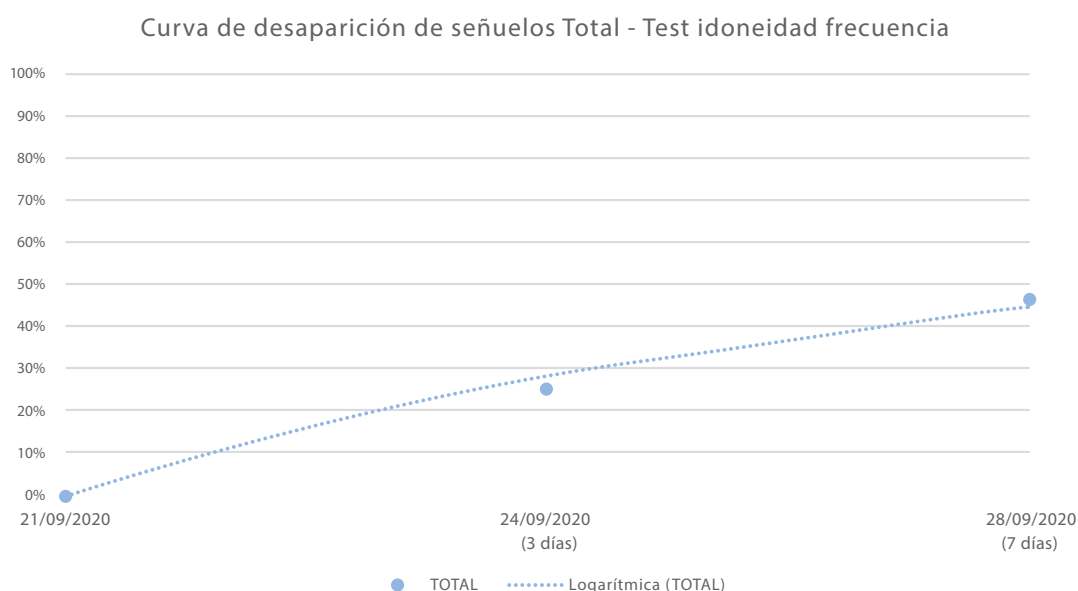


Figura 10. Curva de desaparición de señuelos calculada por ADIF en uno de sus estudios. Puede observarse que, en este caso, un 25 % de los señuelos desaparece a los 3 días y casi un 50 % a la semana.

Un censo diario asegura una alta precisión, pero requiere mucho esfuerzo mientras que un censo semanal requiere relativamente poco esfuerzo, pero genera mucha incertidumbre sobre el tiempo de desaparición del cadáver. Cada estudio, por tanto, calculará la frecuencia de censo más apropiada para sus objetivos. Como referencia, para muestreos de avifauna, ADIF usa frecuencias de 3 y 7 días, aunque si la tasa de persistencia a los 3 días es inferior al 5 % realizan muestreos de mortalidad diarios. Por su parte en Santos et al. 2011, para un muestreo generalista, se usaron frecuencias de 1, 2 y 7 días. Con respecto al número de campañas anuales, suelen también adecuarse a las especies objetivo del trabajo y el potencial impacto de las condiciones climáticas imperantes en la persistencia de los cadáveres. En los protocolos de seguimiento de mortalidad de fauna en parques eólicos, por ejemplo, se propone dos tests de persistencia de cadáveres: uno dentro del período estival y otro en período invernal.

2.4.6. Cálculo del sesgo derivado de la eficacia de búsqueda de los cadáveres

El cadáver que ha caído dentro de la zona de búsqueda y que ha persistido allí hasta la fecha de muestreo tiene una probabilidad de no ser visto por el observador (Stoner 1936). Para la estimación de este sesgo se puede recurrir a la colocación de cadáveres obtenidos previamente (véase [Cálculo del sesgo de persistencia de los cadáveres](#)), tanto de la propia vía como usando animales comerciales (ADIF, 2018) y así estimar la capacidad del observador para detectarlos. En el caso de ser varios los observadores que lleven a cabo el mismo transecto de forma independiente, se puede comparar la capacidad de detección de cada uno de ellos. En el primer caso, se obtendría una probabilidad de detección para un observador concreto. En el segundo caso, todos los observadores deberán ser expuestos a los mismos cadáveres para obtener tasas de eficacia de búsqueda comparables entre sí. Es recomendable llevar a cabo varias réplicas en los propios sectores del estudio o

en condiciones similares para que dicho cálculo sea robusto. Como en el caso anterior, las limitaciones de este método son logísticas y de representatividad de las condiciones reales (mismas especies, integridad de los cadáveres, etc.), pero tiene la ventaja de calcular tasas de eficacia de búsqueda absolutas y poder llevar a cabo un diseño experimental dirigido a responder las preguntas más interesantes para el estudio.

Alternativamente, un mismo recorrido puede ser llevado a cabo por varios observadores, comparando la eficacia de búsqueda de cada uno de ellos sobre los cadáveres que haya en ese momento en la vía. Este método tiene la ventaja de que utiliza cadáveres reales, de las especies locales, y con la abundancia relativa y grado de deterioro en el que se encuentran de forma natural, pero tiene el inconveniente de que no se conoce el número real de cadáveres, por lo que sólo pueden calcularse tasas de eficacia de búsqueda relativas (con respecto al resto de observadores) y no se puede conocer cuántos cadáveres no han sido registrados por ninguno de ellos.

Cualquiera de los dos métodos ofrece información sobre el porcentaje de cadáveres que es capaz de detectar el observador y permite aplicar dicho porcentaje para estimar el número de cadáveres totales. Dependiendo de la calidad del diseño experimental: variabilidad y representatividad en el primero de los métodos y número de observadores en el segundo, dichos porcentajes tendrán un mayor o menor grado de incertidumbre. De nuevo, la variabilidad asociada a la estimación de este parámetro debe ser tenida en cuenta, ya que tanto el observador, como el tamaño, color y posición del cadáver y el desarrollo de la vegetación de los márgenes influyen en la eficacia de búsqueda. Por ese motivo se aconseja calcular ese sesgo en las mismas condiciones en las que se lleva a cabo el muestreo teniendo en cuenta que, si este se alarga en el tiempo, es posible que varíe de acuerdo a los factores anteriormente mencionados.

2.5. Estimaciones de mortalidad

Dependiendo del estudio, será necesario calcular, para cada grupo de especies-objetivo, su mortalidad en el tramo de vía evaluado. Siempre que sea posible deberá distinguirse entre agentes causales (atropello, colisión, atrapamiento, etc.). En el caso de que sea un grupo grande de especies que incluya varios grupos funcionales, será necesario evaluar por separado sus correspondientes tasas de mortalidad. Dadas sus particulares características y su acentuada fenología, es frecuente considerar a los anfibios como un grupo funcional bien diferenciado. Algo similar sucede con los reptiles. De hecho, es frecuente que tanto serpientes como tortugas o galápagos sean considerados como sub categorías independientes. Dentro de los animales voladores, suelen considerarse murciélagos y aves por separado y, dentro de éstas, considerar algún subgrupo más, bien por tamaño o por su patrón de actividad (nocturnas y diurnas, etc.). Por último, los mamíferos no voladores suelen también subdividirse en diferentes grupos funcionales, por ejemplo: micromamíferos (ratas, ratones, musarañas, etc.), lagomorfos (conejos y liebres), ungulados (jabalíes, corzos, ciervos, etc.) y carnívoros, o incluso considerar diferentes tamaños dentro de alguno de ellos. Habitualmente, es necesario también distinguir entre animales salvajes y domésticos o de granja.

Los motivos para considerar estos grupos son, por un lado, su diferente abundancia y probabilidad de atropello, sus modos de locomoción y sus hábitos en relación con las vías de transporte, que condicionan una diferente interpretación de la mortalidad y los sesgos con los que esta se registra (véase susceptibilidad intrínseca en [Figura 2](#)). De hecho, existen aproximaciones dirigidas a especies en concreto en las que llegan a considerarse grupos dentro de la misma especie en función del sexo o la edad (Moore et al. 2023). Otro motivo para considerar grupos funcionales es que, en los estudios de mortalidad en vías de transporte,

con frecuencia no es posible identificar los cadáveres a nivel de especie, lo que hace que el tamaño de muestra para muchas de ellas sea insuficiente. El uso de grupos funcionales solventa en parte este problema. Una vez definidos estos grupos funcionales, se calcularán, para cada uno de ellos, las tasas de atropello observadas y los factores de corrección correspondientes a los sesgos mencionados anteriormente. A partir de esa información podrá derivarse la tasa de mortalidad total que sufre cada uno de los grupos.

Aunque se recomienda la estimación de todos los parámetros a partir de la información recogida durante el proyecto de evaluación de la mortalidad (véase ADIF 2018), es posible que algunos o parte de ellos no puedan calcularse por limitaciones logísticas o de cualquier otra índole. En estos casos, la información procedente de estudios previos tanto originales como de revisión, permiten una estimación aproximada tanto de persistencia como de eficacia de búsqueda. Por último, gracias al proyecto SAFE (Stop Atropellos de Fauna en España) existen, por primera vez, estimaciones para incorporar en los cálculos aquellos cadáveres que hayan podido quedar fuera de la zona de búsqueda (Román et al. 2024).

Una vez calculadas y corregidas las tasas de mortalidad, es importante tener presente que son datos obtenidos en un periodo y lugar determinado por lo que, en principio, hacen referencia a esos parámetros espacio-temporales. Su generalización o extrapolación debe hacerse con suma cautela. No obstante, dicha extrapolación es un objetivo común de muchos estudios y, especialmente, de muchas administraciones, siendo una aproximación frecuente que requiere conocer (y reconocer) sus limitaciones, así como contar con equipos especializados con conocimientos estadísticos apropiados para llevar a cabo este tipo de análisis.

De forma general, no se recomienda extrapolar resultados de estudios muy locales o muy breves, ni extrapolar resultados a grupos animales diferentes a los de estudio.

2.6. Otras variables de interés

El conjunto de variables potencialmente explicativas de los atropellos de vertebrados en vías de comunicación es muy numeroso (véanse [Figura 2](#) y [Tabla 1](#)). Con frecuencia, además, las variables interaccionan entre ellas de forma compleja, ofreciendo un difícil escenario de análisis. Es, por tanto, una tarea que excede los objetivos de este documento y que, en caso de ser necesario, deberá contar con personal especializado. Cabe subrayar aquí que no se recomienda acometer este tipo de análisis a partir de una selección arbitraria de variables porque puede ofrecer resultados engañosos.



Variable	Tipo de relación con los atropellos
Macro-hábitat	Como indicador de abundancia potencial de la(s) especie(s) afectada(s)
Distancia al agua	La mayoría de los animales muestra cierta dependencia de este recurso
Hábitat de la cuneta	La estructura y vegetación de la cuneta condiciona los cruces
Vallado	Su existencia dificulta el cruce para algunas especies
Drenajes	En muchas ocasiones son usados como estructura de cruce seguro
Estructuras de cruce	Están diseñados para el cruce seguro de los animales
Anchura de la vía	Generalmente asociado a la velocidad y el tráfico
Tráfico	Con un impacto positivo sobre los atropellos
Máxima velocidad	Generalmente asociado a una mayor mortalidad
Arcenes	Relacionado con la anchura, el tráfico, la velocidad y la visibilidad
Curvas	Generalmente determinan una reducción de la velocidad
Señalización vertical	Generalmente determinan una reducción de la velocidad
Señalización horizontal	Generalmente determinan una reducción de la velocidad

Tabla 1. Ejemplo de variables relacionadas con la mortalidad de vertebrados en carreteras extraído de D'Amico et al. 2015. Véase García de la Morena et al. 2017 para análisis en ferrocarriles.

3

Bloque B. Cuantificación de la mortalidad de fauna en las carreteras españolas. Proyecto SAFE

3.1. Introducción. Mortalidad de vertebrados en las carreteras españolas (SAFE)

Promovido por el MITECO en 2020, el proyecto SAFE tiene como objetivo cuantificar la mortalidad de vertebrados en las carreteras españolas. Dentro de las múltiples aproximaciones metodológicas para lograr dicho objetivo (véase [Bloque A](#)), el proyecto SAFE tiene una escala geográfica nacional, incluye como especies objetivo a todos los vertebrados y pretende “cuantificar”, esto es, obtener un número total de atropellos en el territorio y tiempo prospectado, por lo que ha de llevarse a cabo mediante métodos con control de esfuerzo, lo cual es relativamente novedoso en este tipo de proyectos, ya que suelen llevarse a cabo a partir de observaciones oportunistas (p. ej. Projekt Roadkill en Austria).

Además, la extensa escala geográfica requiere efectuar muestreos que cubran la gran variabilidad de ambientes, carreteras y fauna afectada del territorio, lo que exige un número importante de transectos bien repartidos por toda la geografía española. Asimismo, es necesario que dicha información sea recogida durante un periodo de tiempo suficientemente largo para tener en cuenta la variabilidad estacional de las poblaciones animales estudiadas, ya que su presencia (p. ej. especies migratorias), abundancia (p. ej. reproducción) y comportamiento varían temporalmente. Por ese motivo, se estableció un amplio periodo de muestreo y una frecuencia de un censo al mes como mínimo.

Con el objetivo de poder analizar la información proveniente de estos muestreos de forma robusta, es crítico que los datos que se obtengan sean comparables entre sí. Esto sólo es posible si se sigue el mismo protocolo de toma de datos, se tiene en cuenta el esfuerzo (kilómetros recorridos), además de nomenclaturas estandarizadas y homogéneas.

En este trabajo se tuvieron en cuenta todos estos factores a la hora de establecer un diseño experimental que ofreciera datos fiables y robustos (véanse fichas) y se optó por la ciencia ciudadana como única forma económicamente viable de llevarlo a cabo. Este tipo de aproximación, combinando el diseño y análisis científico con la toma de datos por parte de voluntarios ha demostrado su validez en esta y otras muchas disciplinas (Brunialti et al. 2012; Valerio et al. 2021), además de contribuir a una percepción más completa por parte de la sociedad del impacto de las vías de transporte sobre el medioambiente. Para ello, el MITECO contó con la colaboración de tres de las principales sociedades científicas (SS. CC.) del país, especializadas en los cuatro principales grupos de vertebrados considerados en este estudio: la Asociación Herpetológica Española (AHE), la Sociedad Española de Ornitología (SEO Birdlife) y la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM).

3.2. Metodología de muestreo

La definición de la metodología y protocolo de muestreo (véanse [Fichas descriptivas](#)) y la elección de la ciencia ciudadana como herramienta de toma de datos a la escala espacio-temporal

requerida, fueron acordadas por el órgano promotor y coordinador del proyecto (el MITECO), el centro de investigación responsable de la selección de las metodologías de muestreo, toma de datos y análisis (La Estación Biológica de Doñana, CSIC) y las SS. CC. encargadas de la coordinación y participación de los voluntarios: AHE, SECEM y SEO/Birdlife.

Según esta metodología, los voluntarios del proyecto eligieron uno o varios transectos para llevar a cabo mensualmente a lo largo de un ciclo anual. La longitud de dichos recorridos varió en función del medio de transporte elegido (andando, en bicicleta o en coche) y de las capacidades físicas del observador, así como de su disponibilidad de tiempo a lo largo de todo el periodo. En cada una de las visitas al recorrido, se apuntaron todos los vertebrados encontrados atropellados, así como aquellas visitas en las que no se encontraron atropellos, ya que esta metodología tiene en cuenta el esfuerzo llevado a cabo (km recorridos) para encontrar los animales atropellados. Como se ha comentado en el bloque anterior, esto permitió calcular una tasa de atropello comparable entre visitas al mismo transecto y entre transectos. El establecimiento de un recorrido *a priori*, además, redujo la importancia de posibles errores de localización que hubieran podido darse en lugares remotos, con interferencias de señal o con mala cobertura por cualquier otro motivo.

3.2.1. Registro de la información

Para el registro de la información, se optó por el uso de aplicaciones móviles, que permiten que dicho proceso siga unos mismos estándares, sea homogéneo y pueda ser archivada en una única base de datos armonizados (véase [Registro de la Información](#) en Bloque A).

Las posibles diferencias residuales que pudiera haber entre observadores se redujeron al mínimo mediante la aplicación del protocolo común de registro (véanse [Fichas descriptivas](#)) diseñado por la Estación Biológica de Doñana (CSIC) en colaboración con el MITECO y las tres SS. CC. responsables de la coordinación de los voluntarios.

De entre las muchas aplicaciones disponibles, se eligieron “ObsMapp” e “iObs” (Observation.org para android e iOS, respectivamente) y “mortalidad de infraestructuras SEO/BirdLife” por haber sido testadas y validadas en proyectos similares previos y cumplir con los requerimientos necesarios para su utilización: definir y ejecutar censos en transectos, pertenecer a organizaciones sin ánimo de lucro y archivar los datos en formato abierto en plataformas colaborativas a largo plazo.

3.2.2. Uso e interpretación de la información recogida

Los datos recogidos por los voluntarios, al haber seguido un recorrido concreto y tener, por tanto, información sobre el esfuerzo realizado para obtener esa información, permiten calcular tasas de atropello (individuos por kilómetro). Al haberse repetido con una frecuencia determinada, también permiten obtener una tasa de atropellos por kilómetro y año. Esta información se ha recogido en 304 lugares diferentes de la geografía española y constituye la información de partida o datos brutos con los que se estimará la mortalidad de vertebrados en las carreteras españolas (círculo azul en la [Figura 3](#)).

Como se ha indicado líneas arriba y puede verse gráficamente en la [Figura 3](#), esta información no puede usarse directamente como estimación de la mortalidad. Previamente, es necesario corregir estas estimaciones para considerar el efecto de los tres sesgos mencionados anteriormente. La aplicación de factores de corrección para todos ellos permite estimar cuántos animales han muerto realmente en los transectos realizados (círculo negro en la [Figura 3](#)).

Para estimar o corregir el sesgo de ubicación se recopilaban registros de testigos presenciales de atropellos de fauna, bien con su propio vehículo o con otro, pero siendo testigos directos (véase Román et al. 2024). Con esta información se construyó una base de datos de 154 registros, de los que la mitad, aproximadamente,

correspondieron a aves de pequeño tamaño. De esta forma se pudo estimar qué porcentaje de los animales atropellados de los diferentes grupos para los que hubo tamaño de muestra suficiente, terminaron dentro de la zona de búsqueda.

Para estimar o corregir el sesgo de persistencia, se llevó a cabo un filtrado de los estudios considerados en la revisión llevada a cabo por Barrientos et al. (2018) seleccionando aquellos trabajos que se hubieran llevado a cabo en infraestructuras lineales de transporte. Asimismo, se añadieron a dicha selección, trabajos más recientes que abordan la mortalidad de fauna vertebrada en carreteras. El resultado de este proceso fue un total de 45 estudios científicos. En su análisis, se tuvo en cuenta si el trabajo consistía en una revisión o en un trabajo original y se extrajeron los valores de persistencia, eliminando aquellos correspondientes a fauna muy diferente (p. ej. gran fauna africana) a la observada en nuestro territorio.

Para estimar o corregir el sesgo de la eficacia de búsqueda, se escogieron seis recorridos de aproximadamente 15 km en tres lugares con diferentes composiciones faunísticas en las provincias de Sevilla y Huelva. Estos transectos se recorrieron a pie, en bicicleta y en coche, buscando restos de animales que hubieran sido víctima de colisión o atropello por el tráfico rodado. 2 observadores experimentados hicieron prospecciones a pie en subtramos de 7,5 km, mientras que los otros integrantes del equipo efectuaron el tramo completo de 15 km en bicicleta y en coche, en sentido contrario por la misma línea de avance (Choquette et al. 2016). En el caso del coche, una persona se dedicó sólo a conducir y el otro actuó como observador (véase Rodríguez et al. 2023).

Dados los requerimientos del análisis de tipo “diseño robusto” (véase más adelante [Análisis para estimar la mortalidad total](#)) fue necesario llevar a cabo una segunda campaña de campo, similar a la anterior en su desarrollo y en la información recopilada pero en la que, además de los observadores habituales (profesionales o expertos), se contó con voluntarios

con experiencia muy variable en la detección de cadáveres en carreteras (desde personas que jamás habían llevado a cabo este tipo de muestreo a personas que ya habían contribuido como voluntarias en estudios similares). Esta segunda campaña se llevó a cabo en secciones de carretera más cortas (3 km) dentro de los recorridos de 15 km anteriormente descritos. Cada día de muestreo se llevaron a cabo 3 de estos transectos combinando de forma aleatoria los medios de transporte y los observadores. De este modo, cada observador (tanto experto como voluntario), realizó un muestreo a pie, otro en bicicleta y otro en coche, cada día de muestreo, en tres recorridos diferentes. Dicho de otra forma, cada transecto de 3 km, cada mes, fue recorrido 6 veces por 6 observadores diferentes (3 expertos y 3 voluntarios) utilizando los 3 medios de transporte detallados en SAFE. Para evitar efectos derivados del orden en que se llevaron a cabo los muestreos, este varió entre días para cada observador (p. ej. si el primer día comenzó andando, el segundo lo hizo en bicicleta y el tercero en coche). Para cada medio de transporte, el recorrido fue llevado a cabo primero por el voluntario y después por el experto. Para evitar que el comportamiento del primer observador diera información al segundo sobre la potencial existencia de un animal atropellado, el recorrido del experto comenzó cuando el primer observador dejó de ser visible (aproximadamente 10 minutos después). Dada la escasa diferencia de tiempo con la que fueron llevados a cabo los muestreos, se consideró que el conjunto de animales atropellados existente en las vías fue el mismo para todos los observadores.



3.3. Archivo y descarga de la información

Los datos provenientes de las dos apps utilizadas para recoger la información de los atropellos, se combinaron en una sola base de datos con la siguiente estructura (véase MITECO 2020 y [Ficha 3](#)):

1) Información general a nivel de recorrido: localización, tipo de carretera, observador, coordenada de inicio, coordenada de finalización, kilómetros recorridos, etc.

2) Información a nivel de visita, fundamentalmente fecha, hora de inicio y hora de fin con las incidencias correspondientes a ese día: tráfico, meteorología, etc. En este nivel se incluyen todos los transectos, independientemente de si se habían observado atropellos o no.

3) Información a nivel de observación, es decir, todos los datos que se recogen de cada animal atropellado encontrado en los muestreos.

Esta estructura y el formato de la información es compatible con la del Banco de Datos de la Naturaleza del MITECO, donde será albergada, siendo público su acceso. En el ánimo de esta iniciativa está que no sea una base de datos estática, sino que continúe poblándose con información adicional recogida con el protocolo SAFE.

3.4. Análisis para estimar la mortalidad total

A partir del número de animales registrados por los voluntarios hay que calcular, en primer lugar, el número de animales que, estando en la vía, no han sido vistos por el observador (corregir el sesgo de eficacia de búsqueda). Esto permite obtener el total de animales que ha persistido en la vía hasta el momento del muestreo. Posteriormente es necesario corregir el sesgo de persistencia para calcular el número total de animales atropellados que cayeron dentro de la zona de búsqueda, independientemente de si persistieron o no, hasta el momento del

muestreo. En tercer lugar, es necesario añadir el número de animales que no acabaron dentro de la zona de búsqueda tras el atropello. El resultado de esta batería de cálculos es el número total de animales atropellados en los sectores de vía muestreados.

El análisis se llevó a cabo utilizando un “diseño robusto”. Este es un tipo de modelo bayesiano jerárquico de estado latente, adaptado al esquema de muestreo de este estudio (véase Hostetter et al. 2019). De forma resumida, el modelo considera que la probabilidad de encontrar un animal atropellado en los muestreos está, a su vez, condicionada por las probabilidades de que el animal caiga en la zona de búsqueda y de que persista allí hasta el día del muestreo, de acuerdo al esquema de eventos previamente explicado (véase [Figura 3](#)). Todas estas probabilidades se calculan mediante la metodología expuesta líneas arriba para la corrección de sesgos. El modelo se llevó a cabo usando el software R y, más concretamente, el paquete jagsUI.

4

Resultados del Proyecto SAFE

4.1. Muestreos de los voluntarios de SAFE

Entre el 9 de octubre de 2020 y el 31 de marzo de 2024 participaron en el proyecto SAFE casi 300 voluntarios, que llevaron a cabo un total de 304 recorridos diferentes (hubo voluntarios con más de un recorrido) a lo largo de 7.638 km de autovías, carreteras de todo tipo e incluso pistas. 79 de estos recorridos se llevaron a cabo a pie, 60 en bicicleta y 190 en coche (hubo recorridos que se llevaron a cabo en más de un medio de transporte). Además, tres recorridos se llevaron a cabo en moto: uno de ellos con 12 visitas y el resto con solo una. El número de visitas a cada recorrido fue muy variable, desde 1 a 139 (véase Tabla 2) completando un total de 9.203 observaciones (incluyendo visitas sin atropellos) y 97.755 km recorridos.

Los registros de atropellos cubrieron una parte importante del territorio, estando representadas 45 de las 50 provincias españolas, incluyendo

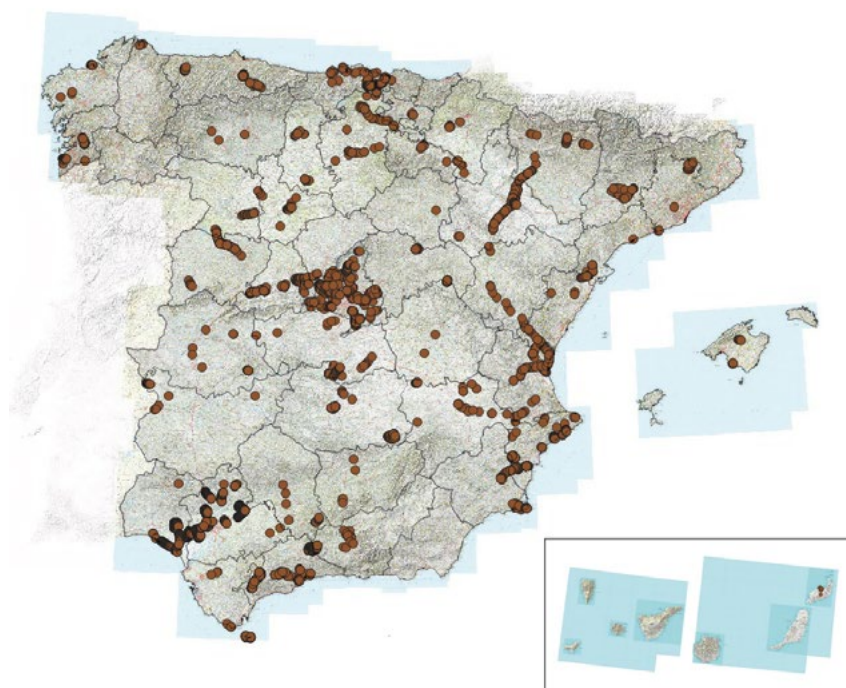
la Ciudad Autónoma de Ceuta. Las provincias ausentes fueron Almería, Girona, Gipuzkoa, Ourense y Santa Cruz de Tenerife (Figura 11). Hubo, asimismo, amplias áreas sin recorridos, incluyendo Melilla y la mayor parte de las islas (sólo aportaron información Lanzarote y Mallorca). No obstante, el grado de cobertura de los muestreos puede considerarse representativo de la variabilidad ambiental y faunística del país.

De forma global, los mamíferos constituyeron el grupo más atropellado (37 %), seguido por las aves (32 %). Los anfibios constituyeron el 17 % y los reptiles el 14 % de los atropellos registrados. Dentro de estos grupos y aunque casi la mitad (45 %) de los atropellos observados no pudieron ser asignados a especies concretas, la más registrada fue el conejo *Oryctolagus cuniculus* (811), seguido del sapo común *Bufo spinosus* (406), el gato doméstico (316), el erizo europeo *Erinaceus europaeus* (250), el sapo corredor *Epidalea calamita* (248), el gorrión común *Passer domesticus* (194) y la lagartija colilarga *Psammotriton algirus* (183).

Número de visitas	Recorridos a pie	Recorridos en bicicleta	Recorridos en coche
1	16	18	95
2	3	5	20
3	1	4	8
4	5	1	9
5	9	7	7
6	1	3	6
7	4	-	3
8	1	2	3
9	-	-	1
≥10	39	20	38

Tabla 2. Distribución de frecuencias del número de visitas a cada recorrido registrado en SAFE.

Figura 11. Distribución geográfica de los registros de atropellos del proyecto SAFE sobre Mapa de España 1: 200000 raster del Instituto Geográfico Nacional con la capa de límites provinciales.



Los atropellos de los diferentes grupos no se distribuyeron de forma uniforme a lo largo del año sino que, en algunos casos, mostraron patrones estacionales muy marcados (Figura 12).

Los anfibios presentaron un importante incremento en el final del invierno - comienzo de la primavera y de forma más sutil en el comienzo del otoño, con frecuencias muy bajas a lo largo del verano; los reptiles presentaron un notable incremento en el final de la primavera y un pequeño repunte a final del verano, prácticamente desapareciendo durante el invierno. Las aves presentaron un fuerte incremento a final de la primavera

y los mamíferos fueron los que menos fluctuaciones temporales presentaron, si bien fueron más abundantes al final del verano y en otoño.

Si se tiene en cuenta la importancia relativa de cada mes para cada grupo animal (Figura 13), se puede observar que un 42 % de todos los anfibios registrados se concentraron en los meses de marzo y abril y otro 14 % en el mes de octubre. Algo similar ocurrió con los reptiles: un 55 % de los atropellos registrados se concentraron en mayo y junio, siendo muy baja la contribución de los meses invernales (7 % entre noviembre y febrero, ambos incluidos).

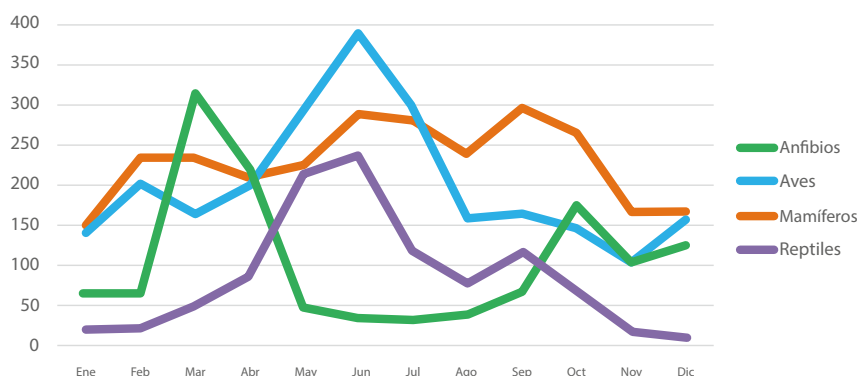


Figura 12. Frecuencias absolutas de los diferentes grupos animales en cada mes del año.

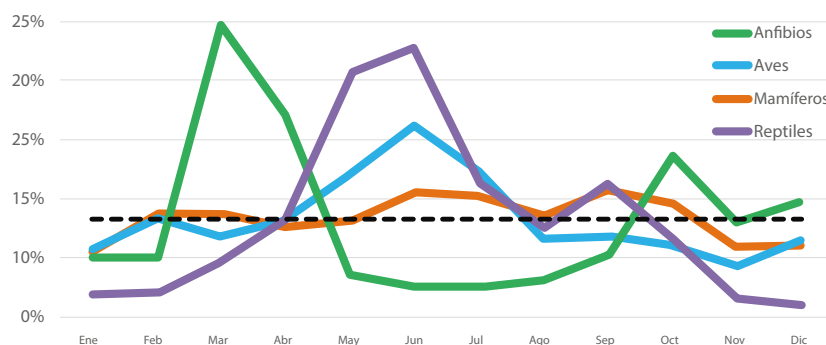


Figura 13. Contribución relativa de cada mes a los atropellos registrados en cada grupo animal. La línea negra punteada indica el valor correspondiente a una contribución equitativa ($1/12 = 8,3\%$).

En el caso de las aves, un 40 % lo constituyeron los meses de mayo a julio, probablemente con una importante mortalidad de aves juveniles. Los mamíferos fueron el grupo donde menos fluctuaciones se observaron, con una contribución algo mayor de los meses de junio a octubre.

La contribución relativa de los diferentes grupos animales al conjunto de los atropellos encontrados en las carreteras fluctuó a lo largo del año con patrones relativamente claros y ajustados a las características biológicas de los diferentes grupos, lo que subraya la importancia de llevar a cabo campañas de seguimiento que incluyan al menos un año completo.

4.2. Estimación de la mortalidad total

Como se ha venido detallando a lo largo de todo el documento, las observaciones de los voluntarios constituyen tan solo una parte de la mortalidad que se produce en los tramos de vía que prospectan. Para conocer la mortalidad total que se produce en dichos tramos es necesario calcular y corregir los ya mencionados sesgos de ubicación del cadáver, persistencia y eficacia de búsqueda (Figura 14; véase también Figura 3).

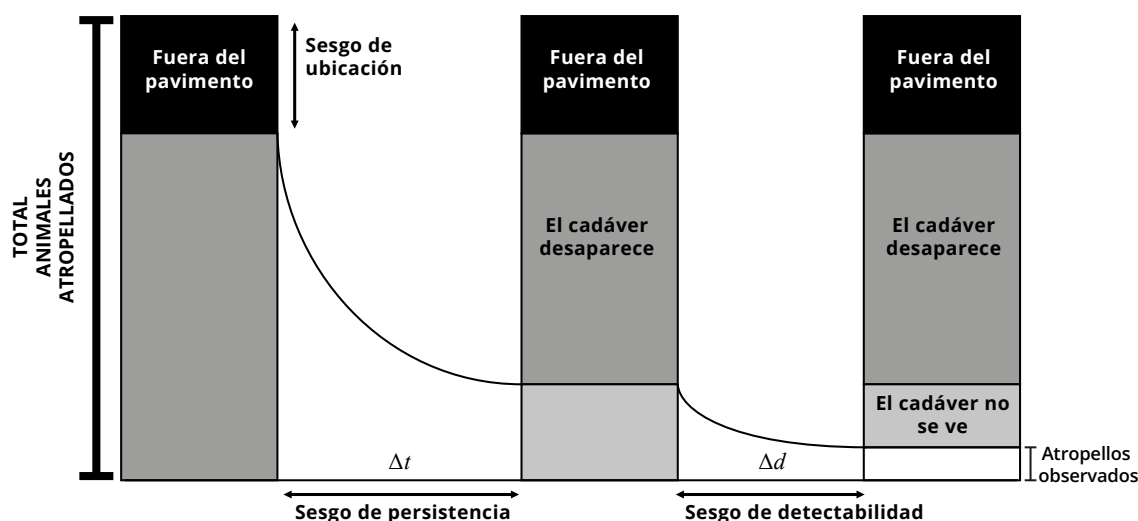


Figura 14. Esquema de los pasos sucesivos que se producen desde que el animal es atropellado hasta que es anotado (o no) por el observador y los diferentes sesgos que actúan, condicionando un menor número de animales anotados que los realmente atropellados en la vía. El tamaño relativo de los diferentes sectores no informa de su importancia relativa.

4.2.1. Cálculo del sesgo derivado de la ubicación final del cadáver

A partir de observaciones de atropellos presenciados en primera persona (véase Roman et al. 2024), se obtuvo información de la ubicación final de 154 animales tras su muerte por el tráfico rodado. La mayor parte de esta información se obtuvo en España (136), pero se incluyó también información recogida en Australia (6), Grecia (4), Francia (2), Nueva Zelanda (2), Bélgica (1), Italia (1), Portugal (1) y Reino Unido (1). Aproximadamente un tercio de los animales (36,2 %) terminó fuera de la calzada, por lo que no habrían podido ser registrados en un protocolo de muestreo estándar. Dentro de este componente, se encontró que lo más frecuente (21,6 % de los casos) es que el animal rebotara contra el vehículo y saliera despedido fuera de la calzada. En un 10,5 % de los casos, el animal cayó herido de muerte dentro de la calzada, pero consiguió arrastrarse fuera. El 4,5 % restante corresponde a animales retenidos de alguna manera por el vehículo que causó su muerte (en el radiador y en los limpiaparabrisas, fundamentalmente). Este sesgo fue menor para los pequeños vertebrados no voladores (anfibios, pequeños reptiles

y micromamíferos) que, de forma general, fueron aplastados contra el asfalto y que no requerirían ninguna corrección derivada de este sesgo. La excepción la constituyeron las serpientes, algunas de las cuales consiguieron arrastrarse fuera de la vía. Esto mismo sucedió en el 39 % de los grandes vertebrados no voladores, que una vez atropellados consiguieron arrastrarse fuera de la vía. También sucede con los animales voladores, para los que, en algunos casos, se cuenta con un mayor tamaño de muestra. A modo de ejemplo, la corrección del sesgo de ubicación para pájaros pequeños implicaría multiplicar por 1,85 el total de animales de este grupo encontrados atropellados.

4.2.2. Cálculo del sesgo de persistencia de los cadáveres

A partir de una selección de artículos en la que se calculaban tasas de persistencia en carreteras de cadáveres de diferentes grupos funcionales, se comprobó la gran compatibilidad de uno de ellos con la información necesaria para llevar a cabo este trabajo. Es un estudio llevado a cabo por un grupo de investigación de la Universidad de Évora en 2011, en carreteras del sur

Grupo animal	Dentro de la zona de búsqueda	Fuera
Anfibios	4	0
Carnívoros	13	6
Erizos	1	0
Lacértidos	7	0
Lagomorfos	5	0
Micromamíferos	5	0
Aves medianas y grandes	11	4
Aves pequeñas y murciélagos	43	37
Serpientes	3	4
Tortugas y galápagos	1	0
Ungulados	5	5
Total	98	56

Tabla 3. Frecuencias absolutas de los grupos animales cuyo atropello se presenció en directo y lugar donde finalmente fueron a parar sus cuerpos.

de Portugal, en hábitats muy similares a los que se pueden encontrar en gran parte del territorio español y afectando a muchas especies comunes de fauna. Es, además, uno de los estudios más completos que existen, con más de 4.000 animales atropellados pertenecientes a todos los grupos funcionales de interés para este trabajo. Por último y de especial interés para nuestros objetivos, los autores calculan la persistencia de estos animales en la vía durante un día, dos días y una semana (Figura 14). Las conclusiones de este estudio son que la mayor parte de los animales desaparecieron en 1-2 días, especialmente lagartijas y murciélagos. Los que más persistieron fueron los carnívoros (mediana de 9 días y persistencia máxima de 158), las rapaces (mediana de 6 días y persistencia máxima de 94) y los erizos (mediana de 4,5 días y persistencia máxima de 106). A partir de esta información y especialmente utilizando los intervalos de confianza estimados por estos autores, se calcularon curvas de

persistencia para los diferentes grupos animales (Figura 15). Esto permitió estimar a qué periodo de tiempo corresponden los animales encontrados en las vías y corregir la estimación ofrecida por los muestreos que, generalmente, se llevaron a cabo con menor frecuencia (según el protocolo, la frecuencia mínima es de un transecto al mes).

4.2.3. Cálculo del sesgo derivado de la eficacia de búsqueda de los cadáveres

Se llevó a cabo un ciclo de muestreos mensuales entre septiembre de 2021 y octubre de 2022, ambos incluidos, computando un total de casi 1.000 kilómetros recorridos y casi 300 horas de muestreo en el caso de los censos a pie. En ellos, cuatro observadores experimentados (dos a pie, uno en bicicleta y otro en coche) anotaron todos los animales atropellados.

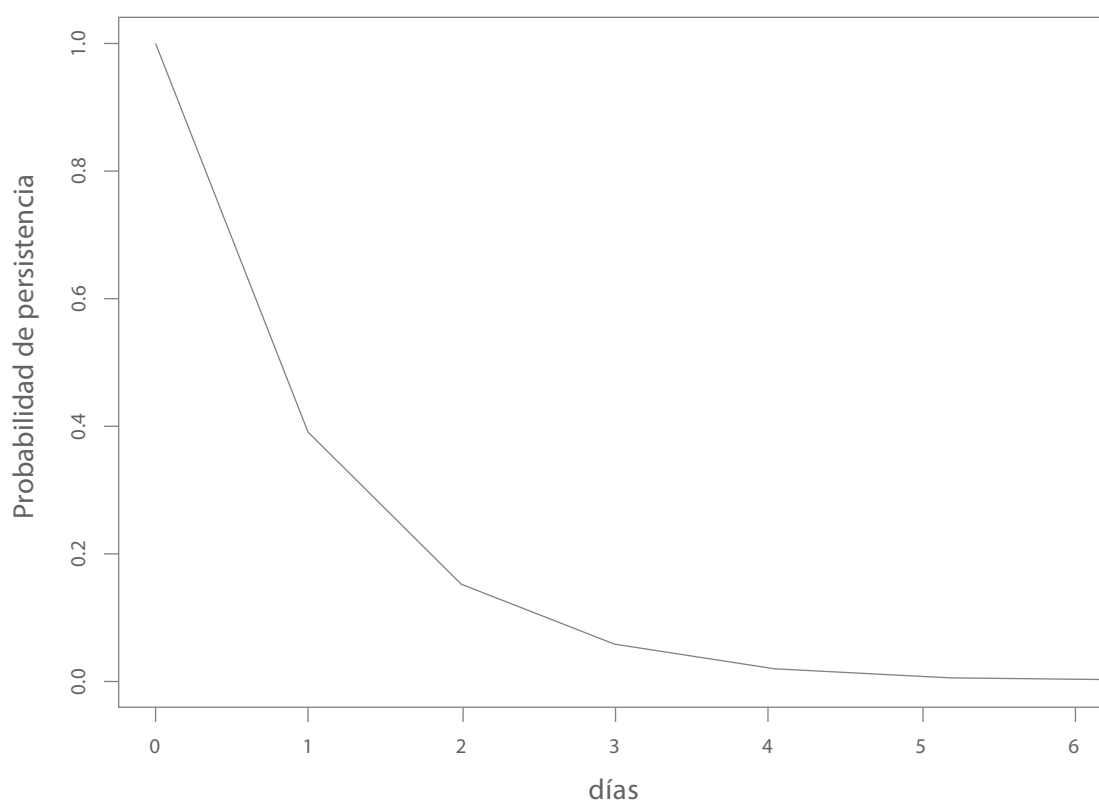


Figura 15. Curva de persistencia para micromamíferos. Como puede comprobarse, a partir del segundo o tercer día es muy improbable que un cadáver de micromamífero continúe en la vía.

Revisando la ubicación GPS, la localización con respecto a la línea de avance y las fotografías hechas a los cadáveres fue posible identificar un total de 2.041 cadáveres diferentes. Las aves constituyeron el grupo más atropellado (31 %) seguido de cerca por los mamíferos (29 %). Anfibios y reptiles constituyeron, cada uno, el 20 % de los atropellos registrados.

En cuanto al método de censo, de los 2.041 cadáveres registrados, los distintos observadores fueron capaces de detectar sólo un subconjunto de ellos (Figura 16). Los observadores que realizaron los transectos a pie detectaron 1.222, el observador que llevó a cabo los transectos en bicicleta detectó 1.416 y el observador que llevó a cabo los transectos en coche detectó 122. Es llamativa la baja eficacia de búsqueda de los cadáveres desde el coche (alrededor del 6 %) a pesar de la velocidad relativamente baja a la que se llevaron a cabo los censos. Igualmente, puede observarse que tanto los observadores a pie, como el observador en bicicleta no fueron capaces

de detectar un porcentaje significativo de cadáveres (40 % y 31 %, respectivamente). Este es un dato muy interesante porque gran parte de la literatura existente asume que los transectos llevados a cabo a pie son capaces de detectar el 100 % de los cadáveres presentes en la vía (Santos et al. 2016). Sin embargo, en condiciones reales de muestreo, con observadores profesionales, un porcentaje muy importante de cadáveres no fueron registrados.

En el caso de los recorridos llevados a cabo siguiendo un “diseño robusto” y en el que participaron tanto personal experimentado, como voluntarios, estos se llevaron a cabo sólo en primavera (febrero a mayo de 2023) y acumularon un total de 648 kilómetros recorridos. Cada recorrido se llevó a cabo usando los tres medios de transporte tanto por los observadores experimentados, como por los voluntarios siguiendo una distribución al azar, resultando en 6 repeticiones del mismo transecto (véase [Cálculo del sesgo derivado de la eficacia de búsqueda](#)).

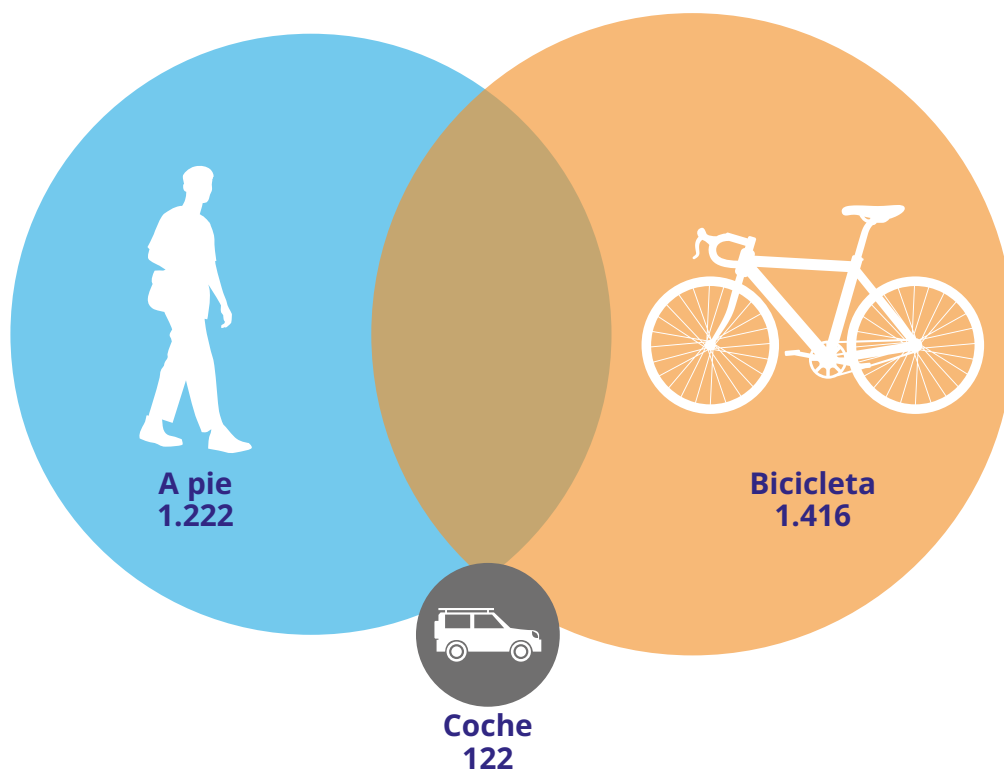


Figura 16. Representación esquemática de los subconjuntos de animales observados por los diferentes medios de transporte. Entre todos ellos suman los 2041 cadáveres observados.

Revisando la ubicación GPS, la localización con respecto a la línea de avance y las fotografías hechas a los cadáveres fue posible identificar un total de 650 cadáveres diferentes. Las aves constituyeron el grupo más atropellado (36,77 %) seguido de cerca por los reptiles (33,23 %), mamíferos (23,85 %) y anfibios (6,15 %).

En cuanto al método de censo, de los 650 cadáveres registrados, la distribución por medio de transporte y tipo de observador (profesional o voluntario) se detalla en [Tabla 4](#).

En esta segunda campaña, no se detectaron murciélagos y sólo 2 carnívoros, que se incluyeron como mamíferos grandes en la tabla.

De forma general, la mayor eficacia de búsqueda correspondió a los transectos a pie y a los observadores profesionales, si bien algunos grupos fueron detectados de forma más eficaz por los voluntarios. Como en el anterior muestreo, la eficacia de búsqueda de los cadáveres desde el coche fue baja.

Ambos estudios ofrecen información sobre la eficacia de búsqueda relativa entre medios de trans-

porte y observadores, aunque muestran algunas diferencias en su desarrollo. El primer muestreo se llevó a cabo a lo largo de todo un ciclo anual, con un reducido número de observadores (5), todos ellos expertos y en el que hubo tres oportunidades de ver cada cadáver (una por cada medio de transporte). En el segundo caso, el estudio se llevó a cabo entre febrero y mayo, con un número mayor de observadores (21) y en el que hubo seis oportunidades de ver cada cadáver (dos por cada medio de transporte).

Los valores mostrados en la [Tabla 4](#) sobre la infraestima que se comete al llevar a cabo censos de mortalidad, con porcentajes de detección relativamente bajos para algunos grupos como los lacértidos implican que, dependiendo del tipo de observador, puedan perderse un número importante de cadáveres.

Los datos obtenidos en ambos estudios desaconsejan el uso del coche para estimaciones de mortalidad de los grupos animales de menor tamaño, pudiéndose usar el erizo como animal de referencia (tamaño mínimo razonablemente visible desde el coche). Para animales por encima

	N	Andando		Bicicleta		Coche	
		Prof. (%)	Vol. (%)	Prof. (%)	Vol. (%)	Prof. (%)	Vol. (%)
Anfibio	40	55,00	15,00	47,50	7,50	0,00	0,00
Serpiente	17	58,00	52,94	41,18	23,53	5,80	5,88
Doméstico	23	26,09	47,83	17,39	39,13	4,35	0,00
Erizo	12	41,67	66,67	41,67	41,67	8,33	8,33
Lacértido	199	72,36	16,58	50,25	10,05	0,00	0,00
Mamífero grande	6	50,00	83,33	16,67	0,00	0,00	0,00
Mamífero mediano	71	71,83	57,75	59,15	39,44	14,08	12,68
Mamífero pequeño	43	74,42	20,93	46,51	20,93	0,00	2,33
Pájaro mediano	22	54,55	77,27	27,27	27,27	9,09	4,55
Pájaro pequeño	217	64,06	33,64	45,62	22,58	5,07	1,84

Tabla 4. Porcentaje de cadáveres de los distintos grupos funcionales vistos desde cada medio de transporte y tipo de observador (Prof = profesionales; Vol. = voluntarios). Se señalan, en negrita, los porcentajes mayores para cada grupo en los muestreos a pie.

de este tamaño y, a pesar de su relativamente baja eficacia de búsqueda, la mayor cobertura geográfica que el coche permite, hace que este medio de transporte pueda ser adecuado para algunos grupos.

Dado el bajo número de atropellos de animales grandes (tanto mamíferos como aves) encontrados en ambos estudios, así como de murciélagos, es importante tomar con cautela los datos de eficacia de búsqueda para estos grupos. De forma similar, la gran variabilidad encontrada entre estudios y observadores en la eficacia de búsqueda de animales domésticos (fundamentalmente perros y gatos) sugieren usar con prudencia estos datos.

4.2.4. Corrección de las estimaciones de mortalidad

Con la información correspondiente a los tres sesgos: ubicación final del cadáver, persistencia y eficacia de búsqueda, se elaboró el modelo bayesiano que permitió calcular el total de animales atropellados a partir de los animales encontrados en los muestreos. Este modelo se basa en el escenario de probabilidades condicionadas descrito en [Análisis para estimar la mortalidad total](#) y en el que se calculan tres parámetros: P3 se corresponde con la probabilidad de detectar el cadáver durante los transectos, que está condicionada por la probabilidad de que este haya persistido (P2) y que, a su vez, está condicionada por la probabilidad de que el cadáver haya terminado dentro de la zona de búsqueda (P1).

P3 se calculó a partir de los datos de campo obtenidos en los recorridos llevados a cabo por profesionales y voluntarios, P2 se extrajo de información bibliográfica, fundamentalmente Santos et al. (2011) y para la estimación de P1 se utilizaron como referencia los atropellos de los que se fue testigo presencial, detallados en [Cálculo del sesgo derivado de la ubicación final del cadáver](#) (véase Román et al. 2024). Dada su limitada representatividad para muchos grupos, fue también necesario utilizar escenarios de probabilidad más amplios extraídos de la literatura.

De este modo, a partir de los atropellos encontrados en los muestreos, puede calcularse el número total de animales atropellados (presentes y no vistos + animales desaparecidos antes del muestreo + animales que cayeron/se arrastraron fuera de la zona de búsqueda). Como puede apreciarse en la [Figura 17](#), este tipo de modelos ofrece como resultado un espacio de probabilidad. Este es más restringido cuanto mayor certeza le proporcionan los datos (por ejemplo, lagartijas) y más difuso cuanto mayor es la incertidumbre asociada (por ejemplo, anfibios). En el primer caso, el modelo, a partir de las casi 200 lagartijas y salamandras encontradas calcula, con mucha confianza, que se atropellaron en realidad unas 500. En el segundo caso, el modelo, a partir de los 40 anfibios encontrados, calcula, con mucha incertidumbre, que se atropellaron en realidad entre 800 y 7.300, con un valor medio estimado de casi 4.000.

Estas estimaciones corresponden a los 4 meses de estudio, por lo que, en primer lugar, es necesario extenderlas temporalmente para estimar la mortalidad acumulada en un ciclo anual.

Por otro lado, estas estimaciones corresponden a los tramos de carretera evaluados durante el estudio (véase [Uso e interpretación de la información recogida](#)). Es necesario aplicar estos factores de corrección a los valores de mortalidad obtenidos por los voluntarios en los 304 tramos de carretera recorridos.

No obstante, la importancia relativa de estos sesgos es diferente para cada grupo funcional considerado, siendo necesario aplicar diferente grado de cautela a los datos obtenidos según el sesgo que se considere. Dicha importancia relativa, calculada de forma experimental, fue posteriormente aplicada a los datos obtenidos por los voluntarios de SAFE para corregir sus estimaciones. Para ello se tuvo en cuenta la información correspondiente al medio de transporte con el que se llevaron a cabo los muestreos. Como se ha explicado anteriormente, los diferentes grupos funcionales no son igualmente visibles a pie, en bicicleta y en coche. De hecho, anfibios, lagartijas, micromamíferos y aves pequeñas son difícilmente detectables desde el coche, lo que, entre

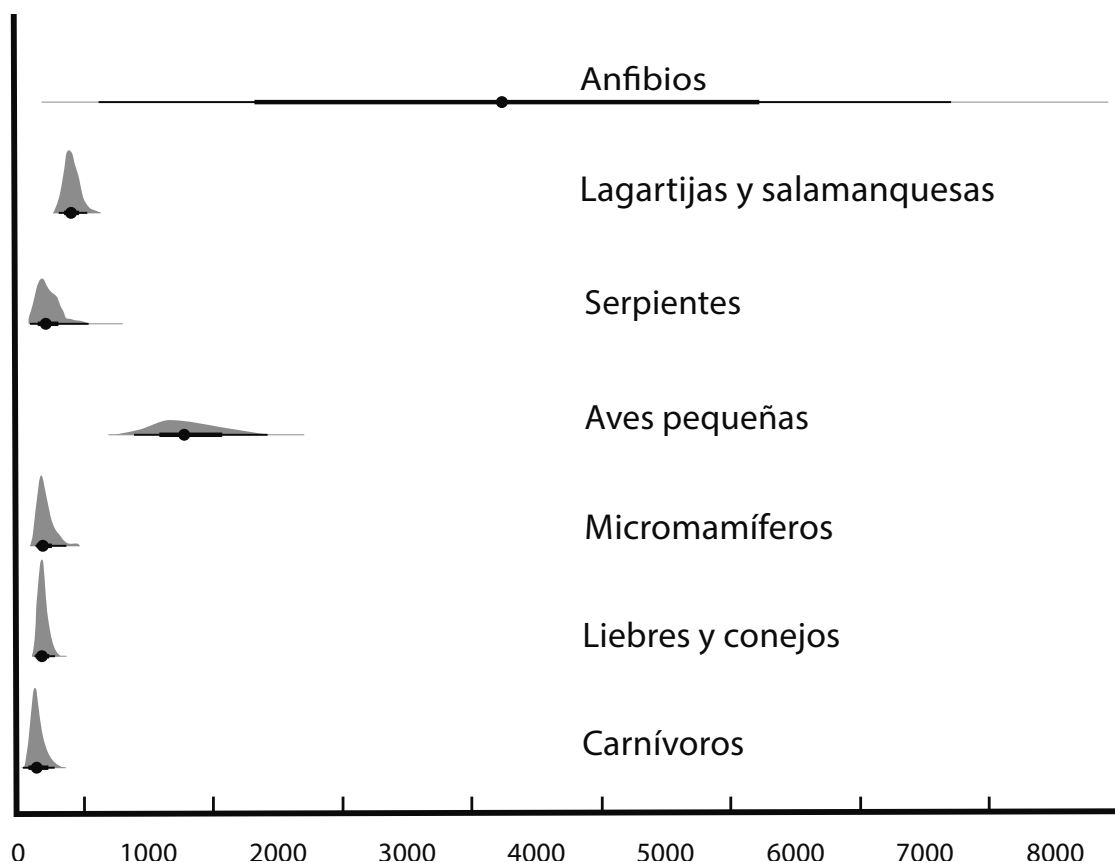


Figura 17. Estimaciones del modelo bayesiano del número de animales atropellado realmente a partir de los observados en los tramos recorridos para su cálculo (véase [Metodología de muestreo](#)).

otras implicaciones, conlleva una mayor corrección del sesgo de eficacia de búsqueda. Asimismo, el carácter no profesional de los observadores implica diferencias en la eficacia de búsqueda de los diferentes grupos funcionales ([Tabla 4](#)), que debe ser corregida apropiadamente. El muestreo de tipo “diseño robusto” permitió corregir estos sesgos para algunos grupos funcionales: anfibios, aves pequeñas, tres grupos de mamíferos (carnívoros, lagomorfos y micromamíferos) y dos de reptiles (lagartijas-salamanguetas y serpientes). Desafortunadamente los datos disponibles no permitieron hacer estimaciones para aves medianas y grandes, erizos, murciélagos, tortugas/galápagos y ungulados. Son, todos ellos, grupos que aparecieron con muy baja frecuencia o no aparecieron en los muestreos.

Los grupos para los que sí fue posible hacer estimaciones figuran en la [Tabla 5](#), donde puede observarse que los grupos con mortalidades más

altas fueron los anfibios, las lagartijas-salamanguetas y las aves pequeñas. Aunque se trata de los grupos animales con mayores abundancias poblacionales, el orden de magnitud de estas estimaciones (millones de animales) sugiere un impacto potencial severo sobre las poblaciones de muchas especies.

Los datos recopilados sobre la mortalidad de la fauna en las infraestructuras de transporte en España revelan un panorama preocupante para la conservación de diversas especies. A continuación, se presenta descripción por grupo funcional basada en las estimaciones medias anuales de mortalidad obtenidas:

Anfibios

Los anfibios presentan la mortalidad más alta con una estimación media de 9,7 millones de individuos al año y un rango que varía entre 4,8 y 14,5 millones. Esta elevada mortalidad es

alarmante, especialmente teniendo en cuenta que los anfibios ya están en un estado de conservación desfavorable debido a factores como el cambio climático, la contaminación, la destrucción de hábitats y las enfermedades infecciosas como la quitridiomycosis (Gibbons et al. 2000). Los anfibios son indicadores importantes de la salud del ecosistema debido a su sensibilidad a los cambios ambientales (Cabalero-Díaz et al. 2024). La adición de la mortalidad vial puede tener efectos devastadores sobre sus poblaciones, poniendo en riesgo su supervivencia a largo plazo. La implementación de medidas de conservación, como la creación de pasos de fauna y barreras de exclusión, puede ser crucial para reducir esta mortalidad y especialmente efectiva en este grupo, dada la frecuencia con que se registran altas tasas de atropello en lugares muy concretos de las vías.

Lagartijas

Dentro de este grupo se han incluido a todas las especies de la familia de los Lacértidos así como a las salamandras.

Las lagartijas, con una estimación media anual de 9,2 millones de individuos atropellados y un rango que varía entre 4,6 y 13,8 millones de individuos, también se encuentran entre los grupos más afectados. Las carreteras fragmentan su hábitat, dificultando su movilidad y aumentando su vulnerabilidad a la depredación. Pueden ser particularmente susceptibles a los atropellos debido a su comportamiento y hábitat, que a menudo coincide con áreas de alta densidad de carreteras. Cumplen un papel ecológico fundamental, por ejemplo, pueden ser excelentes bioindicadores de la calidad ambiental del ecosistema, son esenciales para el control de insectos y otros invertebrados, constituyen la base alimenticia de muchos depredadores, etc. lo que significa que su pérdida puede tener efectos en cascada sobre el ecosistema. El impacto de las carreteras en las poblaciones de lagartijas puede ser significativo, especialmente en especies de distribución restringida como la lagartija batueca *Iberolacerta martinezricai*, o cuando se considera la combinación de otros factores de amenaza. Existen pocas medidas de mitigación específicas

para este grupo. En algunos lugares se les ha provisto de lugares para solearse fuera de la vía o se han recrecido las barreras instaladas para otros grupos (p. ej. anfibios).

Serpientes

Las serpientes, es decir, víboras y culebras, tienen una mortalidad estimada de 3,3 millones de individuos al año y un rango que varía entre 1,6 y 4,9 millones. Aunque menor que la de anfibios y lagartijas, sigue siendo considerable. La pérdida de serpientes en las carreteras no solo afecta a sus poblaciones, sino que también puede tener repercusiones ecológicas más amplias. La mortalidad vial puede reducir las poblaciones de serpientes a niveles insostenibles, especialmente para especies con bajas tasas de reproducción. Al igual que en el grupo anterior, existen pocas medidas de mitigación específicas para serpientes. De forma general, se ven beneficiadas por la mayor permeabilidad de las vías generada por pasos de fauna, obras de drenaje, etc.

Aves pequeñas

Dentro de este grupo funcional se han considerado todas aquellas especies que tienen un tamaño pequeño. Incluye principalmente especies del orden de los passeriformes.

Las aves pequeñas muestran una estimación media anual de 9,1 millones de individuos muertos en carreteras y un rango que varía entre 4,6 y 13,7 millones de individuos. Aunque esta cifra representa un pequeño porcentaje en comparación con la población total estimada de 850 millones de aves en España (SEO/Birdlife 2023), cualquier mortalidad adicional puede ser crucial para especies amenazadas o en declive. Las aves son vitales para muchos procesos ecológicos, incluyendo la polinización, la dispersión de semillas o su papel ecológico dentro de la red trófica. La mortalidad vial puede afectar negativamente a estos procesos, especialmente en áreas donde las poblaciones de aves ya están disminuyendo. Las medidas de conservación deben enfocarse en reducir este impacto, especialmente para las especies más vulnerables, por ejemplo, mediante la señalización de pantallas transparentes, cables y barreras para evitar la colisión o la modifica-

ción de infraestructuras viales para hacerlas más seguras, reduciendo la disponibilidad de posaderos o gestionando la vegetación de los márgenes para aumentar la altura de vuelo.

Carnívoros

Los carnívoros, con una estimación media de 250 mil individuos al año y un rango que varía entre 125 mil y 375 mil individuos. Incluyen animales salvajes, pero sobre todo domésticos (perros y gatos). La alta mortalidad de animales domésticos resalta problemas éticos y de manejo, como el abandono de mascotas y la falta de control sobre poblaciones asilvestradas. Son animales para los que otras metodologías, como el sistema Arena2 o la retirada de animales de las vías llevado a cabo por las empresas de conservación pueden ofrecer información adicional. Además, los carnívoros salvajes, como el lince ibérico y el oso pardo, son especialmente vulnerables a la mortalidad vial debido a sus bajas densidades poblacionales y sus grandes territorios. La pérdida de carnívoros puede tener efectos muy preocupantes en los ecosistemas, dado su papel ecológico como depredadores. Para los carnívoros salvajes, la mortalidad vial puede afectar significativamente a sus poblaciones, particularmente en especies ya en riesgo. Es fundamental implementar medidas de conservación específicas, como la construcción de pasos de fauna o la instalación de plataformas secas en los sistemas de drenaje para incrementar su uso por parte de este grupo.

Lagomorfos

Los lagomorfos tienen una mortalidad estimada media de 934 mil individuos al año y un rango que varía entre 467 mil y 1,4 millones de individuos.

El caso de los lagomorfos es singular pues están básicamente vinculados a una sola especie, el conejo, que es el lagomorfo más frecuentemente atropellado (ver Apéndice 1). Es un caso muy particular pues ecológicamente es una especie con un potencial reproductivo muy alto, que le permitiría asumir la alta mortalidad detectada pero que, por otro lado, sufre declives poblacionales muy acusados localmente debido a enfermedades como la mixomatosis y la enfermedad hemorrágica vírica. Además, es una especie cinegética que causa daños a las infraes-

tructuras de transporte, lo que añade complejidad a su gestión y conservación. La mortalidad vial puede reducir significativamente las poblaciones locales de conejos, afectando tanto a los ecosistemas naturales como a las actividades humanas, como la caza y la agricultura. Las medidas de gestión deben incluir la monitorización de las poblaciones de conejos y la implementación de barreras, mallas antimadrigueras y pasos de fauna para reducir la mortalidad en las carreteras. Además, es una especie que, frecuentemente, genera atropellos “en cascada” de otras muchas especies que acuden a la carretera a carroñear sus cadáveres.

Micromamíferos

Se incluyen en este grupo funcional a los mamíferos de talla pequeña. Por regla general son especies que pertenecen a los órdenes de los insectívoros y roedores. Los micromamíferos presentan una mortalidad media anual de 3,9 millones de individuos y un rango que varía entre 1,9 y 5,9 millones de individuos. Tienen una gran capacidad reproductiva y la mortalidad asociada a las carreteras puede ser compensada por una menor incidencia de otras causas de muerte, como la depredación y la competencia (Ruiz-Capillas et al. 2015). No obstante, este impacto debe ser evaluado de forma local en cada población y especialmente en especies amenazadas que pudieran estar próximas o de alguna forma asociadas a vías de transporte, como sucede con el topillo de Cabrera (*Microtus cabreræ*). Los micromamíferos juegan un papel crucial en los ecosistemas, por ejemplo, como dispersores de semillas, así como en la base de la cadena alimentaria para muchos depredadores. Prácticamente no existen medidas de mitigación específicas para este grupo. En el caso del topillo de Cabrera, el uso de los márgenes de la vía con frecuencia responde a la ausencia de hábitat en el territorio anexo, por lo que conservar franjas de vegetación natural (p. ej. mediante la exclusión de grandes herbívoros) en dichas áreas puede aliviar la mortalidad que la vía supone para sus poblaciones.

Totales

Las estimaciones totales de mortalidad vial sugieren que entre 18,2 y 54,7 millones de animales mueren anualmente en las carreteras

españolas. Este amplio rango refleja la variabilidad en la detección y corrección de datos, pero incluso en el extremo inferior, las cifras indican un impacto significativo sobre la fauna. La media anual de más de 36,5 millones de muertes destaca la urgente necesidad de medidas de mitigación y estrategias de conservación específicas para reducir este impacto (Tabla 5).

Para aquellos grupos funcionales para los que no fue posible obtener estimaciones de forma experimental, pueden aplicarse, con más cautela aún, las correcciones propuestas por diferentes autores cuyos estudios fueron revisados para la elaboración de este trabajo (Tabla 6). Estos autores proponen diferentes factores de corrección para el cálculo de la mortalidad real a partir de la observada que, de forma conjunta, constituyen el rango de variabilidad que se muestra y que, en ningún caso, debe interpretarse como un cálculo exacto. Aunque ninguno de estos trabajos calcula la importancia relativa de los tres sesgos: ubicación, persistencia y eficacia de búsqueda, si valoran su potencial impacto en las estimaciones.

A partir de esa información se ha elaborado el código de color de la Tabla 6.

Las tasas observadas de atropellos para diversos grupos funcionales de fauna y sus correspondientes factores de corrección permiten aproximar la tasa real de atropellos. Esta corrección es crucial para obtener una visión precisa del impacto de las infraestructuras de transporte en la biodiversidad. Los factores de corrección varían significativamente entre los grupos funcionales, reflejando las diferencias en la visibilidad, la persistencia y la eficiencia de búsqueda de cada grupo. Estas estimaciones corregidas proporcionan una base sólida para desarrollar e implementar estrategias de mitigación adaptadas a cada grupo, con el objetivo de reducir la mortalidad vial y conservar la biodiversidad en España. A continuación, se describen las estimaciones para cada grupo funcional.

Anfibios

La tasa observada de atropellos para los anfibios, representada como X1, se multiplica por un factor de 20 a 40 para obtener la tasa real de atropellos.

Grupo funcional	Registrados	Corregido ubicación	Corregido persistencia	Corregido eficacia de búsqueda	Estimación España (media)/año	Estimación España (mínima)/año	Estimación España (máxima)/año
Anfibios	1.583	1.583	23.745	412.145	9.714.855	4.857.427.	14.572.282
Lagartijas	499	499	22.455	391.359	9.224.881	4.612.440	13.837.321
Aves pequeñas	1.461	2.922	43.830	388.209	9.150.631	4.575.315	13.725.946
Carnívoros	664	1.328	5.312	10.624	250.423	125.211	375.634
Lagomorfos	991	1.982	19.820	39.640	934.371	467.186	1.401.557
Micro-mamíferos	477	477	9.540	166.269	3.919.188	1.959.594	5.878.782
SUBTOTAL					36.501.352	18.250.676	54.752.028

Tabla 5. Animales atropellados registrados por los voluntarios de SAFE, corregidos por los diferentes sesgos: ubicación, persistencia y eficacia de búsqueda. Este último se calculó promediando los kilómetros prospectados en los diferentes medios de locomoción y usando las estimas calculadas para voluntarios (Tabla 4). La estimación final se llevó a cabo considerando todos los kilómetros de carretera del estado español (165.375 km) y un lapso temporal de un año.

Este amplio rango de corrección sugiere que los anfibios son particularmente subestimados en los registros iniciales debido a su tamaño pequeño y su alta mortalidad. La alta tasa de atropellos corregida subraya la vulnerabilidad de este grupo, que ya enfrenta múltiples amenazas ambientales.

Tortugas y galápagos

Para las tortugas y galápagos, la tasa observada (X2) se corrige por un factor de 5 a 15. Aunque este rango es más estrecho que el de los anfibios, indica una significativa subestimación en los registros iniciales. La lenta movilidad y el comportamiento terrestre de estos reptiles los hacen especialmente susceptibles a los atropellos, con un efecto potencial negativo sobre sus poblaciones, muchas de las cuales ya están en declive.

Serpientes

La tasa observada de atropellos para las serpientes, X3, se corrige por un factor de 3. Este menor factor de corrección en comparación con otros grupos indica que las serpientes son más visibles y probablemente mejor contabilizadas en las observaciones iniciales. No obstante, también presentaron cierto sesgo de ubicación (consiguen desplazarse hasta morir fuera de la vía), lo cual debe ser tenido en cuenta.

Otros reptiles

La categoría de otros reptiles (dependiendo del estudio incluye básicamente lagartijas y salamandras) tiene una tasa observada (X4) que se corrige por un factor de 25. Este elevado factor de corrección destaca la dificultad para detectar y registrar atropellos de reptiles pequeños y menos visibles. La alta mortalidad corregida podría tener implicaciones significativas para la conservación de especies menos estudiadas y monitoreadas.

Aves pequeñas

Las aves pequeñas (tasa observada X5), tienen un factor de corrección de 14. Este grupo incluye una gran diversidad de especies, muchas de las cuales son migratorias y se ven frecuentemente afectadas por las infraestructuras de transporte.

Aves medianas y grandes

Para las aves medianas y grandes, la tasa observada (X6) se corrige por un factor de 3.

Aunque este factor es menor en comparación con las aves pequeñas, la mortalidad de aves grandes puede tener un impacto significativo en especies amenazadas y de lento crecimiento poblacional. La tasa corregida subraya la importancia de considerar a estas especies en los planes de conservación vial.

Murciélagos

Los murciélagos presentan una tasa observada (X7), que se corrige por un factor de 5 a 16. Los murciélagos son difíciles de detectar tras ser atropellados debido a su pequeño tamaño y hábitos nocturnos. Además, son afectados por el sesgo de ubicación, ya que algunos salen despedidos fuera de la vía tras el choque con el vehículo o son retenidos por este. La alta mortalidad corregida puede afectar negativamente a las poblaciones locales, especialmente en áreas donde los murciélagos juegan un papel ecológico crucial por ejemplo en la polinización y el control de insectos.

Micromamíferos

La tasa observada de atropellos para los micromamíferos, X8, se corrige por un factor de 5 a 16. Este grupo incluye pequeños roedores y otros mamíferos de pequeño tamaño, cuya mortalidad en carreteras puede pasar desapercibida. La alta tasa real de atropellos indica un impacto significativo en la base de la cadena trófica, afectando a los depredadores y al equilibrio ecológico general.

Lagomorfos

Para los lagomorfos, la tasa observada (X9) se corrige por un factor de 5 a 16. Aunque se ven afectados por el sesgo de eficacia de búsqueda, su registro estaría más influenciado por el sesgo de persistencia ya que sus cadáveres son carroñeados con frecuencia. La tasa corregida de atropellos puede ser útil como indicador en la gestión de estas especies.

Carnívoros

Los carnívoros (tasa observada X10), se corrigen por un factor de 2 a 10. Este rango refleja la variabilidad en la visibilidad y la detección de diferentes especies de carnívoros que en ocasiones son muy conspicuos y en otras se ven afectados por el sesgo de ubicación al conseguir arrastrarse fuera de la vía tras el atropello o ser retirados por las

empresas de conservación de las vías. La tasa real corregida subraya la necesidad de medidas de mitigación para proteger a estas especies clave.

Ungulados

Finalmente, los ungulados presentan una tasa observada (X_{11}) que se corrige por un factor de 2 a 10. Los ungulados, como ciervos y jabalíes, son más visibles y sus atropellos son más frecuentemente reportados. La tasa corregida de atropellos indica un impacto considerable. Además, los accidentes provocados por fauna y recogidos por el sistema Arena2 y sus homólogos catalán y vasco, pueden considerarse una

fuente robusta de información sobre el número de muertes por atropello que se producen en el territorio nacional (Fernández-López et al. 2022), por lo que a la [Tabla 5](#) cabría añadirle casi 30.000 ungulados, la mayor parte jabalíes (47%) y corzos (42%) (véase DGT 2023). Este importante impacto sobre la siniestralidad de las vías resulta en un creciente esfuerzo en la implantación de medidas de mitigación de atropellos de fauna que ayudan a reducir la siniestralidad y redundan en un menor impacto de las infraestructuras de transporte en las poblaciones de animales que viven en el entorno de las vías.

Grupo funcional	Tasa observada de atropellos	Corrección de ubicación	Corrección de persistencia	Corrección eficacia de búsqueda	≈Tasa real de atropellos (coche)
Anfibios*	X_1				$20-42X_1$
Tortugas y galápagos*	X_2				$5-16X_2$
Serpientes*	X_3				$3X_3$
Otros reptiles*	X_4				$25X_4$
Aves pequeñas	X_5				$14X_5$
Aves medianas y grandes	X_6				$3X_6$
Murciélagos*	X_7				$5-16X_7$
Micromamíferos	X_8				$5-16X_8$
Lagomorfos	X_9				$5-16X_9$
Carnívoros	X_{10}				$2-10X_{10}$
Ungulados	X_{11}				$2-10X_{11}$

Tabla 6. Importancia relativa de los sesgos de observación, persistencia y ubicación según la literatura revisada para la elaboración de este documento. Se utilizan los grupos funcionales usados por Santos et al. 2011. Se indica la importancia con un código de color según el cual se utiliza verde si el sesgo no es importante, naranja si lo es y rojo si es muy importante. Para las estimas de los grupos marcados con asterisco, se deberá tener en cuenta su marcado carácter estacional, que limitará su aparición en los muestreos a determinados meses. En todos los casos, se recomienda el cálculo de estos valores por mes o periodo fenológico homogéneo, ajustado a la presencia y abundancia relativa (periodos de cría o dispersión) de los diferentes grupos y a partir de ellas calcular las tasas de mortalidad reales por año y kilómetro de carretera.

5

Conclusiones y recomendaciones técnicas generales

5.1. Estimaciones

El cálculo de la mortalidad por atropello a nivel nacional constituyó un reto importante y las conclusiones que pueden extraerse de este estudio son también relevantes, así como sus implicaciones en gestión, tanto de la accidentalidad como del patrimonio natural. Hasta la fecha sólo la sociedad para la conservación de los vertebrados (PMVC 2003) había ofrecido estimaciones para el conjunto del territorio nacional. Este trabajo pionero en la materia y, hasta la fecha, el único existente, calculó una mortalidad anual de 30 millones de vertebrados en España, que se sitúa en el mismo orden de magnitud que las calculadas en el proyecto SAFE. No obstante, para los cálculos del PMVC no se tuvieron en cuenta ninguno de los sesgos considerados por SAFE, por lo que cabe suponer una subestima considerable. Con esa premisa, el número de animales registrados por SAFE sería menor que el registrado por el PMVC hace 20 años. De hecho, desde la elaboración de aquel informe hasta la actualidad se han documentado declives poblacionales notables en especies con gran importancia en estudios de mortalidad en carretera como los anfibios (Caballero-Díaz 2024) y las aves pequeñas (Carrascal et al. 2023). Por contra, especies que han aumentado sustancialmente sus poblaciones en este periodo como corzos y jabalíes no han podido ser estimadas en SAFE, si bien su impacto sobre el total de animales atropellados es escaso.

A nivel continental, Grilo et al. (2020) estimaron 194 millones de aves y 29 millones de mamíferos al año para Europa que, de nuevo, debe considerarse como una infraestima. En primer lugar por no incluir anfibios ni reptiles, dos grupos muy importantes a nivel de atropellos. En segundo

lugar, por no considerar ninguno de los sesgos calculados en SAFE. Por último, el amplio rango geográfico de ese trabajo (Europa continental hasta los Urales), dificulta enormemente cualquier tipo de comparación con los resultados de SAFE.

A pesar de las diferencias señaladas, puede considerarse que las estimaciones de este trabajo, de entre 18 y 55 millones de vertebrados de los grupos que se pudieron evaluar están dentro de los valores de referencia existentes, si bien la ausencia de estimaciones para algunos grupos y la metodología seguida, de tipo conservativo, sugieren que los valores reales pueden ser aún mayores.

Estas cifras revelan un panorama preocupante de la mortalidad vial en España, con millones de animales de diversos grupos funcionales afectados anualmente. Si bien algunas especies pueden tener poblaciones grandes y resilientes, otras, especialmente aquellas ya en declive o con poblaciones pequeñas, pueden estar en mayor riesgo debido a la mortalidad adicional causada por el tráfico. Los datos ponen de manifiesto la necesidad crítica de implementar medidas de conservación y mitigación para proteger la biodiversidad y reducir las muertes de fauna en las carreteras. La protección de estas especies no solo es crucial para su supervivencia, sino también para mantener el equilibrio ecológico y la salud de los ecosistemas.

5.2. Limitaciones

Obtener cifras exactas del número de animales silvestres en un país es un desafío debido a la variabilidad en las metodologías de estimación y la falta de datos completos. Algunos grupos no evaluados en el estudio comprenden especies de gran tamaño con una capacidad de movimiento

considerable y baja densidad local, lo que hace que sus atropellos sean menos frecuentes y más difíciles de detectar. Un ejemplo de esto son los ungulados, para los cuales, afortunadamente, existen estimaciones precisas gracias al sistema Arena2 y sus equivalentes en Cataluña y el País Vasco. No obstante, este sistema tiene algunos sesgos, como colisiones no percibidas por los conductores, vehículos no asegurados, y atropellos parciales, aunque estos representan una pequeña parte de los casos.

Otro grupo no evaluado son las tortugas y galápagos. Las tortugas tienen poblaciones de baja densidad, y los galápagos se concentran en hábitats acuáticos, por lo que no son comunes en estudios de atropellos. Tampoco pudieron evaluarse las aves medianas, que son muy sensibles a los atropellos, destacándose la necesidad de estudios específicos para la estimación de su mortalidad anual en vías de transporte.

Las limitaciones de las estimaciones realizadas son significativas. La cobertura geográfica no abarcó todas las provincias y dejó amplias zonas sin prospectar. Muchos transectos tuvieron pocas visitas, lo que refleja las dificultades de los protocolos de muestreo a medio plazo. Además, más de la mitad de los recorridos se realizaron en coche, afectando la precisión de las estimaciones para animales pequeños, especialmente en autovías y autopistas. Los cálculos del sesgo de ubicación contaron con muestras relativamente bajas y no se realizaron para algunos grupos.

Para obtener una evaluación más precisa del impacto de la mortalidad vial, sería ideal avanzar en el impulso de estudios específicos sobre las poblaciones de cada especie en diferentes regiones de España, así como un seguimiento continuo de las tendencias de mortalidad y poblacionales.

5.3. Estudio pionero

A pesar de las limitaciones, es necesario subrayar que, hasta donde hemos podido saber, este es el primer estudio de mortalidad en carreteras basado en transectos predefinidos a

escala de país llevados a cabo mediante ciencia ciudadana. Es también el primero que define el marco teórico del sesgo de ubicación (véase Román et al. 2024), ofreciendo, además, estimaciones de su importancia para algunos grupos. En ese sentido, más que un resultado final, este documento supone una hoja de ruta para futuros estudios en los que se vayan reduciendo las limitaciones aquí mostradas. Es destacable el papel de la ciencia ciudadana como único modo de abordar un reto de estas características. La implicación de un número importante de voluntarios ha sido crucial para obtener la información de partida para la elaboración de este documento. Las labores de diseño, coordinación, análisis e interpretación por parte de todos los actores implicados en el estudio subraya la importancia de elaborar un buen protocolo de trabajo, una adecuada coordinación entre las instituciones implicadas y con los voluntarios, así como las labores de entrenamiento y asesoramiento que se les ha prestado desde las SS. CC. Este trabajo demuestra que el adecuado engranaje de todos estos elementos resulta esencial para lograr el objetivo marcado.

Es necesario resaltar también la importancia de toda la información previa existente, elaborada durante décadas por administraciones, empresas de consultoría, centros de investigación, sociedades científicas, etc. como marco de conocimiento propicio para el desarrollo de este estudio. Dicho marco permite que cada vez puedan elaborarse trabajos más ambiciosos y de mayor calidad. En ese sentido, se espera que este trabajo también sirva como retroalimentación positiva para todos los trabajos que puedan ejecutarse en el futuro inmediato y en los que, por ejemplo, vayan incorporándose los cálculos de sesgos como, de hecho, ya sucede en ferrocarriles (véase ADIF 2018; 2023).

6

Fichas descriptivas

Ficha 1. Aproximaciones al estudio de la mortalidad de vertebrados en vías de transporte en función de los objetivos	50
Ficha 2. Estudios a partir de información preexistente	52
Ficha 3. Diseño de un estudio de mortalidad en vías de transporte	54
Ficha 4. Plantilla de campo para la recogida de información de atropellos	56
Ficha 5. Muestreo de anfibios.....	57
Ficha 6. Muestreo de reptiles	58
Ficha 7. Muestreo de aves	59
Ficha 8. Muestreo de mamíferos	60
Ficha 9. Tramos de concentración de accidentes	61
Ficha 10. Peculiaridades de los estudios en ferrocarriles de alta velocidad	63
Ficha 11. Seguridad en los muestreos.....	65

Ficha 1. Aproximaciones al estudio de la mortalidad de vertebrados en vías de transporte en función de los objetivos



Fotos: (de izquierda a derecha.): Junta de Castilla y León, Jacinto Román y Gobierno de Navarra.

Objetivo:

1. Siniestralidad; 2. Biodiversidad; 3. Mitigación.

Selección de especies

Cada uno de los objetivos mencionados consideran un grupo diferente de especies-objetivo que es necesario definir *a priori*.

Selección de método

Como se comenta de forma detallada en el texto, los métodos con control de esfuerzo permiten estimar presencias y ausencias, mientras que los métodos sin control de esfuerzo solo estiman presencias. Los transectos con banda de muestreo predefinida son un método con control de esfuerzo que permite calcular tasas de atropello por unidad de longitud y tiempo.

Selección de medio de transporte para el muestreo

El objetivo del muestreo a nivel de cobertura geográfica y tamaño de las especies - objetivo condicionan los medios de transporte más aconsejables. Especies de gran tamaño y territorios amplios sugieren el uso del coche. En caso contrario, son preferibles los transectos a pie o en bicicleta a velocidad moderada (15-20 km/h).

Selección de banda de muestreo

Como se detalla en fichas posteriores, la capacidad de detección depende del tamaño de las especies-objetivo y del medio de transporte seleccionado para llevar a cabo los muestreos. La banda de muestreo debe ajustarse en función de la capacidad del observador de detectar los cadáveres desde el medio de transporte elegido y debe mantenerse fija a lo largo de toda la campaña de muestreo. Por ejemplo, si se incluyen o no arcenes, si se muestrean ambos

carriles o solo el de avance deberá establecerse *a priori* y ejecutarse siempre del mismo modo.

Registro de la información

Los muestreos deberán desarrollarse de acuerdo a un protocolo predefinido que establezca las especies, el tipo de muestreo, la anchura de banda y todos los criterios de registro y unidades de medida a utilizar. Las aplicaciones móviles ayudan en esta tarea registrando de forma automática fecha, hora y ubicación, listas patrón de especies y creación de bases de datos homogéneas.

Muestreos de mortalidad

Siniestralidad



Especies

Las susceptibles de causar accidentes.

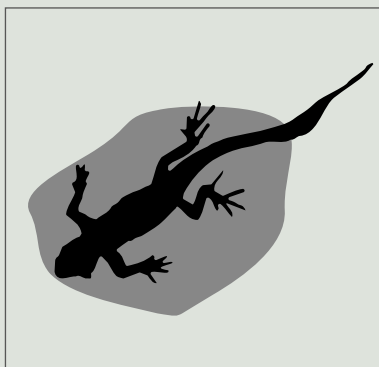
Estudio descriptivo

Datos de siniestros recogidos en Arena 2 (DGT), GIFO+ y PIDAME (ADIF).

Estudio predictivo

Se necesita, además, conocer los factores condicionantes (p. ej. abundancia de animales).

Biodiversidad



Como parte del Estudio de Impacto Ambiental

Amplio rango de especies.

Múltiples tramos.

Control de esfuerzo (longitud y anchura preestablecidos).

Generalmente plurianuales.

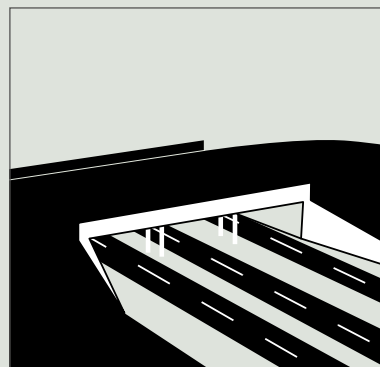
Réplicas estacionales.

Se ajustan si aparecen especies amenazadas.

Conservación de especie amenazada

Estudio personalizado con la ayuda de expertos en la especie.

Mitigación



Selección de ubicaciones

Corredores ecológicos.

Especies de movimientos reducidos (véase [Ficha 9](#)).

Evaluación de su efectividad

Estudios BACI (véase PT8)

para verificar la reducción de mortalidad. Requieren información sobre mortalidad antes y después de las acciones de mitigación.

Se sugieren medidas de mitigación

Ficha 2. Estudios a partir de información preexistente



Foto: Leonardo IA.

A menudo, las entidades interesadas en conocer la mortalidad animal asociada a las vías de transporte no pueden llevar a cabo estudios o prospecciones *ad-hoc*, sino que requieren utilizar la información de la que disponen para hacer dicha evaluación y necesitan conocer las capacidades de dicha información. En términos generales, el tipo de información de la que es habitual disponer es:

1. Observaciones puntuales

Como se ha comentado anteriormente, las observaciones puntuales no tienen control de esfuerzo. Eso hace que no se puedan calcular tasas de mortalidad, ni hacer extrapolaciones o generalizaciones a partir de esa información. Dentro de este tipo de observaciones, pueden distinguirse las observaciones oportunistas (actualmente muy abundantes en plataformas de ciencia ciudadana como [observation.org](https://www.observation.org) o [inaturalist](https://www.inaturalist.org)) de las observaciones sistemáticas, es decir, que se registran siempre que se produce un evento. En el caso de las primeras, la ausencia de datos puede ser debida a la ausencia de prospección, por lo que no puede interpretarse como un evento que no se produce. Sin embargo, en el segundo caso a partir de cierto volumen de información, sí es posible asumir que allí donde no hay registro es porque efectivamente el evento no ha ocurrido.

2. Observaciones con control de esfuerzo

Son todas aquellas observaciones que, siguiendo un protocolo preestablecido (especies involucradas, metodología, etc.), se toman a lo largo de una longitud, tiempo o superficie conocida y que por lo tanto permiten calcular una tasa

de observaciones por unidad de distancia, tiempo o superficie. Las más frecuentes en la evaluación de la mortalidad son los transectos lineales de longitud conocida que, generalmente, ofrecen información sobre número de atropellos por kilómetro de vía. En este caso, las ausencias (momentos o lugares sin observaciones) sí pueden interpretarse como tales, ya que han sido prospectadas con la misma intensidad que el resto de los momentos o lugares, pero no se ha registrado ningún siniestro.

Las observaciones puntuales permiten hacer un inventario de los animales atropellados y calcular frecuencias relativas (con respecto al conjunto de observaciones de las que se disponga), pero generalmente constituyen una representación de las especies más frecuentes, grandes o vistosas (Periquet et al. 2018). Pueden ser útiles para impulsar estudios de más profundidad en caso de aparecer especies de interés, permite localizar aquellos lugares del territorio para los que no existe información y, en el caso de especies no generalistas, pueden utilizarse para elaborar modelos de sensibilidad (véase el caso del turón en Italia, Russo et al. 2020). En el caso de que las observaciones puntuales sean sistemáticas (el evento se recoge siempre que ocurre, como ocurre con [Arenas2](https://www.arena2.org)), a partir de cierto volumen de información, se puede asumir que la inexistencia de atropellos en un determinado lugar realmente informa de su baja frecuencia y permite calcular tasas de atropello a un nivel grosero (atropellos por año, atropellos por vía) y siempre circunscrito al conjunto de especies-objetivo de esta metodología (especies que son susceptibles de

causar un accidente de tráfico). Sólo para aquellas especies más frecuentes en estos eventos (corzo y jabalí), esta información permite elaborar mapas de distribución y abundancia de dichas especies a gran escala, aunque resulta necesario controlar el efecto de la densidad de carreteras y su tráfico o la época del año sobre la distribución y el número de atropellos (Fernández-López et al. 2022).

Los transectos o, de forma general, los muestreos con control de esfuerzo, permiten hacer un inventario representativo de las especies atropelladas (de aquellas consideradas como especies-objetivo) o calcular tasas de atropello con el nivel de detalle que permita la frecuencia y extensión espacial de los muestreos. De hecho, los muestreos serán más representativos cuanto más amplia sea su distribución geográfica, el número de hábitats y tipo de vías prospectadas, mayor sea su extensión temporal y consideración de diferentes estaciones. En el mejor de los casos permitirán cuanti-

ficar el número de animales atropellados por kilómetro de vía y año, aunque para ello sea necesario corregir los sesgos ya mencionados: detectabilidad, persistencia y la posibilidad de que los cadáveres caigan fuera de la zona de prospección. Si el muestreo es representativo, esta información puede extrapolarse o generalizarse a un territorio mayor que el inicialmente prospectado.

De forma resumida, es crucial considerar los objetivos de la evaluación de la mortalidad (accidentalidad, mitigación o impacto sobre la biodiversidad, véase [Ficha 1](#)), ya que la información disponible puede no haber sido recogida con dichos objetivos, determinan la escala espacial y temporal, así como el conjunto de especies al que va dirigido el estudio. El uso de las diferentes fuentes de información sobre mortalidad deberá ajustarse a la calidad de la información de partida, ya que esta determinará el alcance de los resultados que se pueden obtener mediante su análisis (véase [Tabla 7](#)).

Datos oportunistas	Datos sistemáticos
Inventario no representativo de especies y sus proporciones relativas	Inventario de especies y frecuencias de aparición
Identificación de huecos de información	Modelos de sensibilidad para algunas especies (Russo et al. 2020)
Aparición de especies de interés que impulsen otros estudios	Tasas de atropello por unidad de tiempo o espacio si control de esfuerzo
	Número total de animales muertos si se corrigen sesgos de estima
	Generalización o extrapolación a territorio no prospectado

Tabla 7. Tipo de información que se puede extraer de los diferentes tipos de estudios de mortalidad de fauna en carretera.

Ficha 3. Diseño de un estudio de mortalidad en vías de transporte

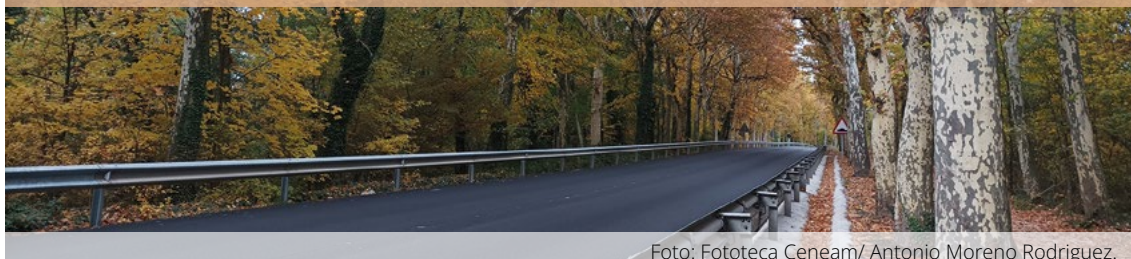
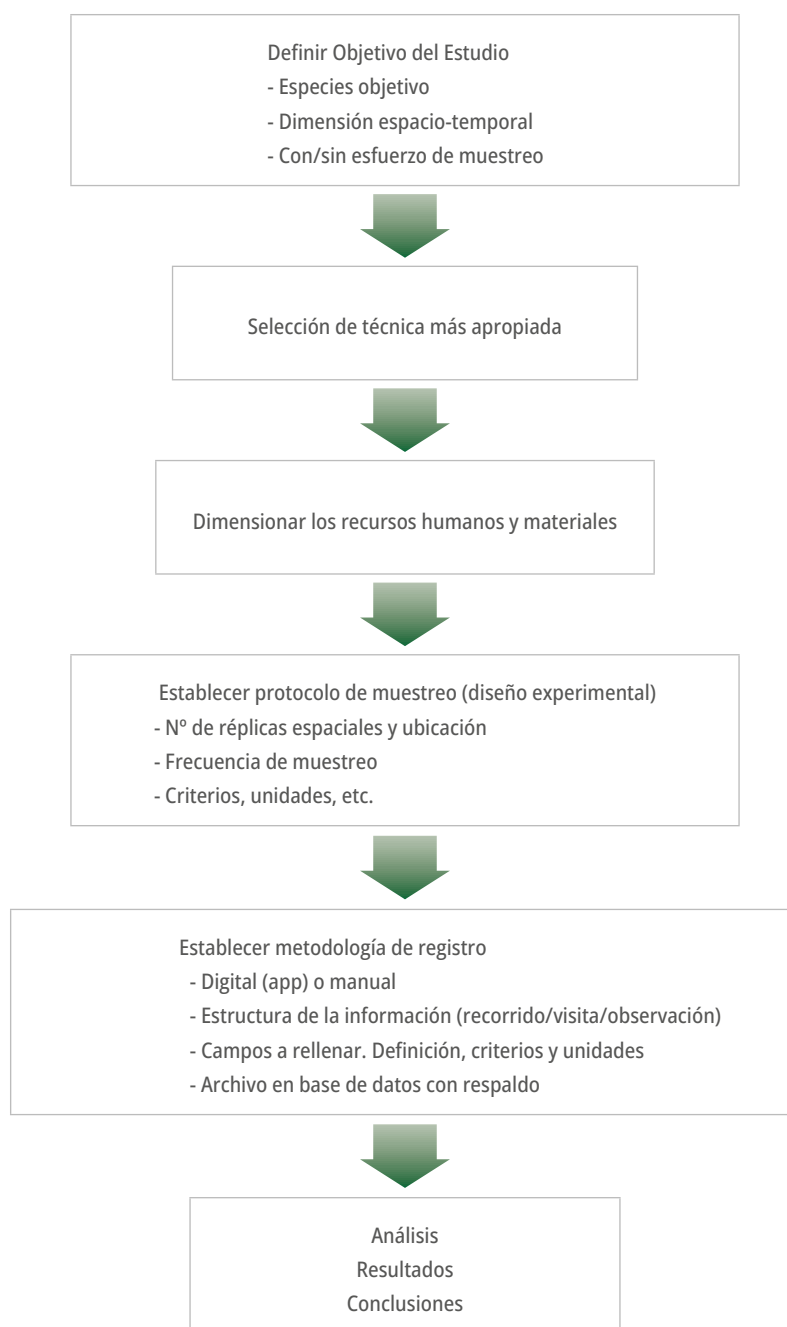


Foto: Fototeca Ceneam/ Antonio Moreno Rodríguez.



El protocolo de toma de datos recoge información a tres niveles (véase MITECO 2020):

- 1) información general a nivel de recorrido que sólo es necesario consignar o definir una vez;
- 2) información a nivel de visita que debe consignarse cada vez que se lleva a cabo el transecto, aunque no se haya encontrado ningún animal atropellado;
- 3) información a nivel de observación, es decir, todos los datos que se recogen de cada animal atropellado encontrado en los muestreos.

Aunque la información que es necesario recoger puede variar en función de los objetivos de cada estudio, se sugiere, al menos, consignar la siguiente:

Nivel 1. Definición de transecto y datos generales.

- Nombre del itinerario
- Coordenada de inicio¹
- Coordenada de fin¹
- Medio de locomoción
- Vía o vías por las que discurre
- Kilómetros totales

Nivel 2. Visitas al transecto.

- Nombre del itinerario
- Fecha¹
- Hora de inicio¹
- Hora de fin¹
- Condiciones ambientales/tráfico
- Observador

Nivel 3. Observaciones de animales atropellados.

- Nombre del itinerario
- Fecha¹
- Hora observación¹
- Especie²

Como puede verse en este ejemplo, el campo “Nombre del itinerario” sirve de vínculo entre los diferentes niveles.

Generalmente la información relativa al nivel 1 se establece al inicio de los muestreos, utilizando la de los niveles 2 y 3 para elaborar una plantilla de campo similar a la detallada en [Ficha 4](#).

¹ Utilizando el formato establecido en el protocolo.

² Conforme a la lista patrón establecida en protocolo.



Foto: Adobe Stock.

Nombre del itinerario: <i>De Campillo a La Cerradura</i>		Fecha: <i>04/04/2024</i>	Hora inicio: <i>09:20</i>	
Condiciones ambientales/tráfico: <i>Despejado, tráfico medio</i>		Observador: <i>Claudio Velasco</i>	Hora fin: <i>11:00</i>	
Especie	Coordenada X	Coordenada Y	Foto	Comentarios
<i>Vulpes vulpes</i>	<i>37.5665</i>	<i>-3.6211</i>	<i>IMG_2389.jpg</i>	<i>Muy aplastado</i>

Se consigna información en cursiva como ejemplo del tipo de información a registrar en cada apartado.

Ficha 5. Muestreo de anfibios

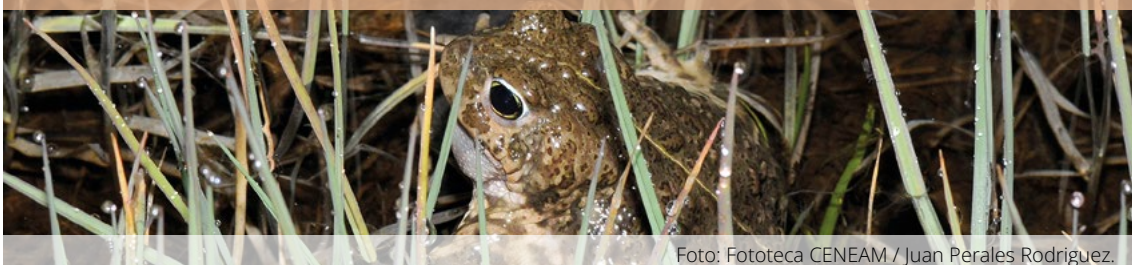
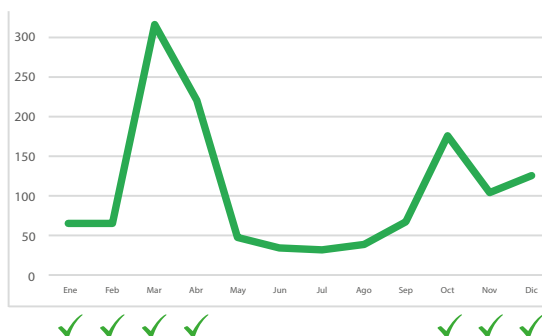


Foto: Fototeca CENEAM / Juan Perales Rodríguez.

Dimensión espacio-temporal

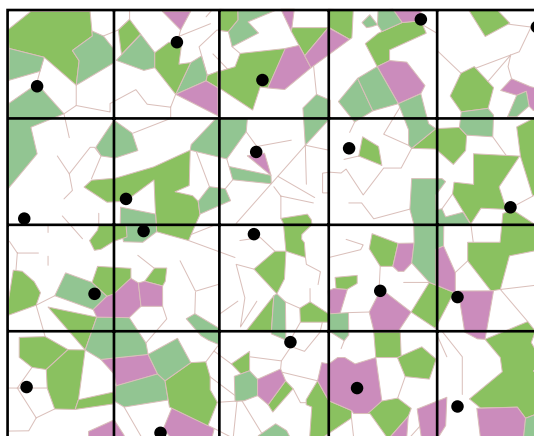
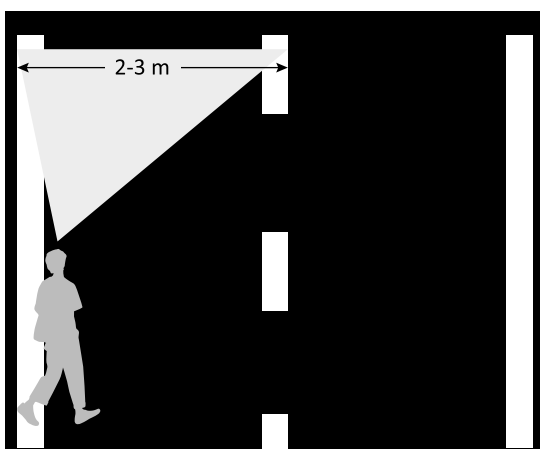
Su actividad es mayor cuando la humedad ambiental es elevada. Abundancias muy variables. Se recomienda muestrear fuera del verano mediterráneo. Se deberán incluir varias réplicas espacio-temporales (véase mapa abajo, de Thiele et al. 2023) y muestrear durante o inmediatamente después de períodos de lluvia dada la baja tasa de persistencia de sus cadáveres.



Metodologías de muestreo

Se adaptará el protocolo para llevarlo a cabo a pie, por lo que cada muestreo tendrá poca cobertura geográfica (máximo 5km) y serán necesarias varias réplicas espaciales. Se recomienda, asimismo, reducir el campo de búsqueda al carril de avance. El sesgo por ubicación tiene escasa importancia, pero los de permanencia y eficacia de búsqueda son muy importantes.

Eficacia de búsqueda	Persistencia	Ubicación



Ficha 6. Muestreo de reptiles



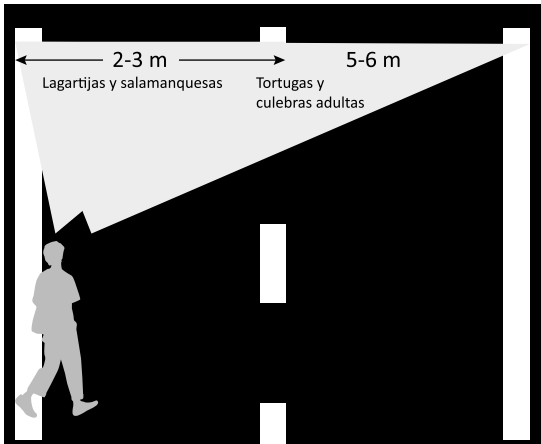
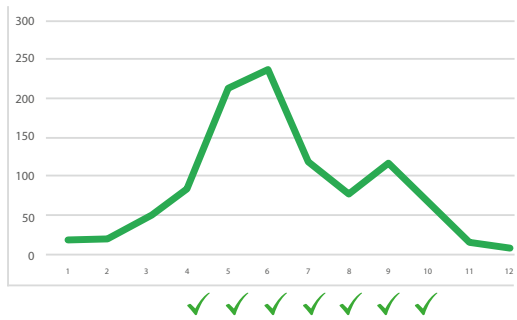
Foto: Fototeca CENEAM / Juan Perales Rodríguez.

Selección de especies

De forma general, serpientes y tortugas son más conspicuas que lagartijas y salamaneques que, además, tienen una tasa de persistencia muy baja.

Dimensión espacio-temporal

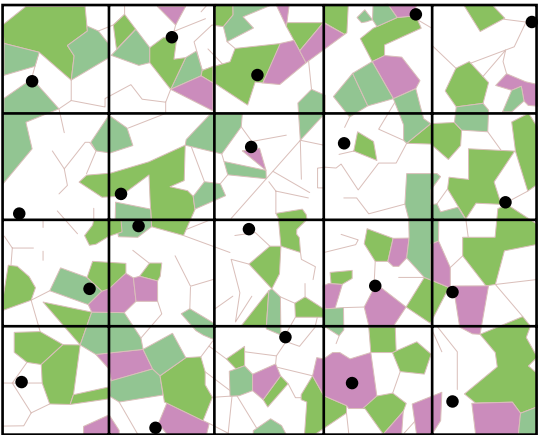
Su actividad es mayor en períodos cálidos. No se recomienda muestrear en invierno excepto en Canarias y otras zonas de inviernos suaves.



Metodologías de muestreo

Se adaptará el protocolo para llevarlo a cabo a pie, por lo que cada muestreo tendrá poca cobertura geográfica (máximo 5km) y serán necesarias varias réplicas espaciales. Se recomienda, asimismo, reducir el campo de búsqueda al carril de avance. El sesgo por ubicación tiene escasa importancia, pero los de permanencia y eficacia de búsqueda son muy importantes.

Ubicación	Persistencia	Eficacia de búsqueda
Resto	Lagartijas	Lagartijas
Serpientes	Serpientes y galápagos	Serpientes y galápagos



Ficha 7. Muestreo de aves

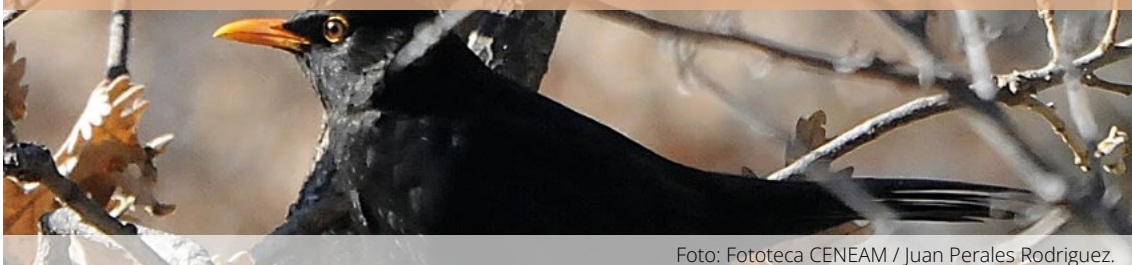


Foto: Fototeca CENEAM / Juan Perales Rodríguez.

Selección de especies

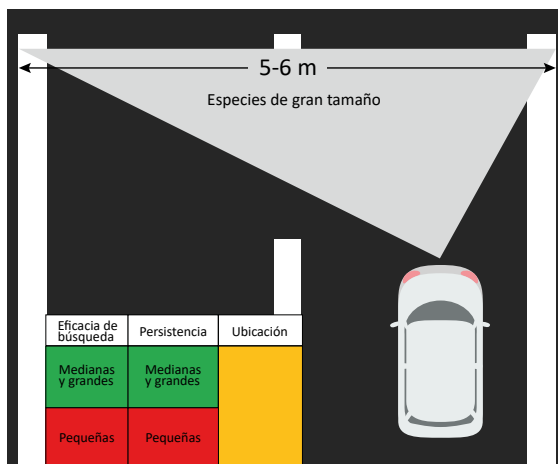
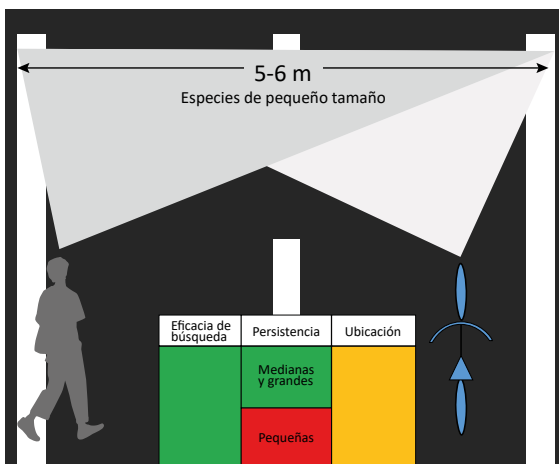
El tamaño influye decisivamente en la eficacia de búsqueda y en la persistencia de los cadáveres, condicionando los métodos de muestreo dependiendo de las especies. En general, el sesgo de ubicación tiene una importancia media.

Dimensión espacio-temporal

se recomienda tener en consideración todo el ciclo anual y las especies presentes en cada parte del ciclo, para seleccionar los períodos en los que existe un mayor riesgo de incidente para las especies objetivo.

Metodologías de muestreo

Se adaptará el protocolo, especialmente el medio de transporte para adecuarlo al tamaño de las especies - objetivo. Para las especies de pequeño tamaño, se aconseja llevar a cabo los transectos a pie o en bicicleta mientras que para especies de gran talla y menor abundancia, el coche permite una mayor cobertura geográfica manteniendo una buena capacidad de detección.



Ficha 8. Muestreo de mamíferos

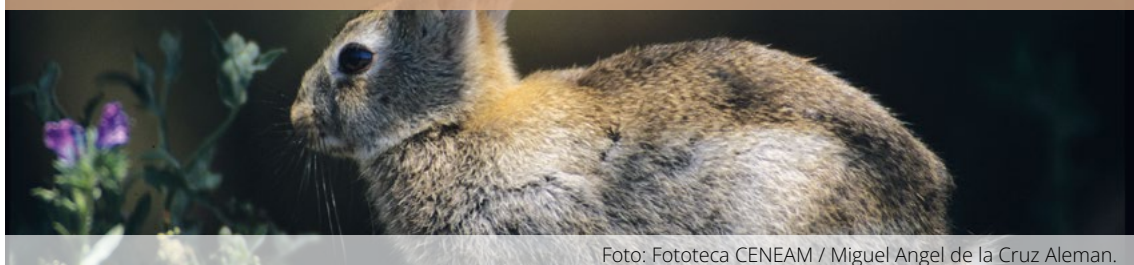


Foto: Fototeca CENEAM / Miguel Angel de la Cruz Aleman.

Selección de especies

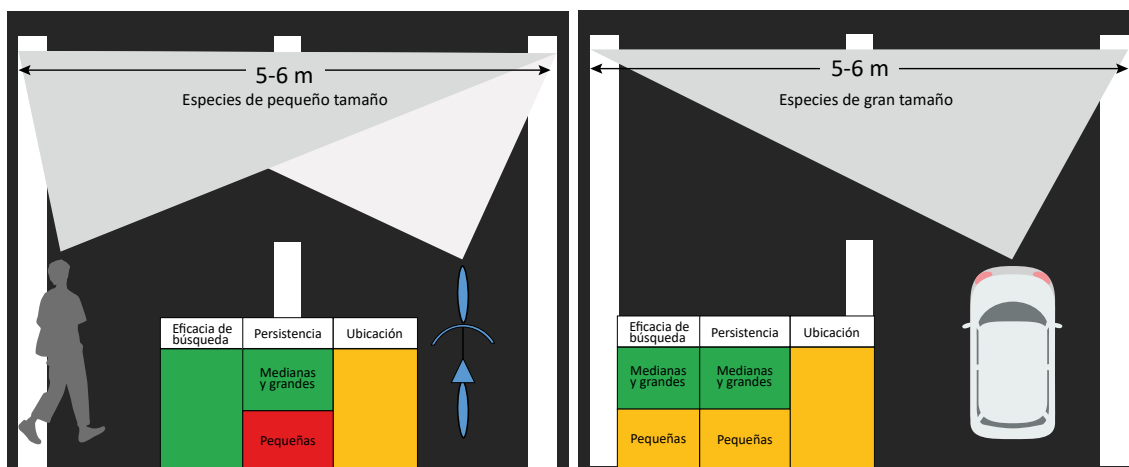
El tamaño influye decisivamente en la eficacia de búsqueda y en la persistencia de los cadáveres, condicionando los métodos de muestreo dependiendo de las especies-objetivo. En general, el sesgo de ubicación tiene una importancia media que afecta más a animales grandes y a los murciélagos, que también se caracterizan por una baja persistencia y baja eficacia de búsqueda.

Dimensión espacio-temporal

Están presentes a lo largo de todo el año, siendo el grupo que menor variabilidad presenta. Algunas especies, no obstante, pueden presentar ciertas fluctuaciones derivadas de sus ciclos biológicos, especialmente los murciélagos, la actividad cinética u otros factores. Los muestreos pueden realizarse en cualquier época del año teniendo en cuenta los factores antes mencionados y la época reproductora.

Metodologías de muestreo

Se adaptará el protocolo, especialmente el medio de transporte para adecuarlo al tamaño de las especies - objetivo. Para las especies de pequeño tamaño (micromamíferos), se aconseja llevar a cabo los transectos a pie o en bicicleta mientras que para especies de mayor talla (tamaño conejo o superior), el uso del coche permite una mayor cobertura geográfica manteniendo una buena capacidad de detección.



Ficha 9. Tramos de concentración de accidentes

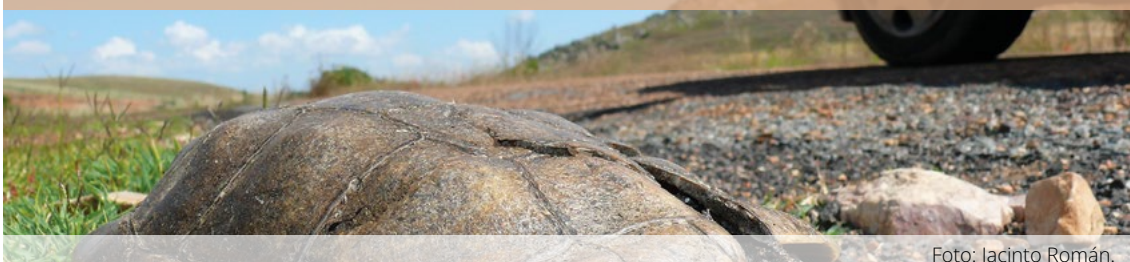


Foto: Jacinto Román.

La identificación y gestión de aquellos lugares de las vías de transporte en los que se producen más atropellos es, probablemente, uno de los principales objetivos tanto de los gestores de las vías, como de los del medio natural, especialmente si dichos atropellos generan siniestralidad o afectan a especies amenazadas. Tanto en la identificación como en la gestión de estos tramos, es crucial distinguir entre dos tipos de situaciones: 1) aquellas en las que cabe esperar una concentración espacial de los atropellos y 2) aquellas en las que no.

Dentro de las primeras se pueden situar todas aquellas en las que la vía de transporte intercepta una vía de movimiento de animales. Es el caso de aves esteparias o anfibios, cuyas zonas de cortejo y reproducción se han visto divididas por vías de transporte. Es también el caso de corredores ecológicos interrumpidos por vías de transporte o configuraciones similares de hábitat (este se estrecha a ambos lados de la vía o hace frontera con ella).

También pueden incluirse en este apartado aquellas situaciones en las que algunos elementos de la vía muy localizados espacialmente constituyen un hábitat que puede ser seleccionado positivamente por algunas especies. Es el caso de escolleras u otros áridos de gran tamaño que se usan en determinados tramos de las vías en zonas en las que son naturalmente escasos, pero que algunas especies (p. ej. reptiles) seleccionan positivamente.

Aunque a menudo estos tramos son de escasa longitud (espacio ocupado por las cubetas de las lagunas separadas por la vía, corredor ecológico definido por un cauce fluvial, etc.) también pueden tener mayor entidad (humedales, zonas esteparias, etc.), en cuyo caso, se corresponderían con la segunda tipología.

En este caso, cabe plantearse el desarrollo de medidas de mitigación en esos lugares concretos que, correctamente adaptadas a los grupos



Figura 18. Ejemplo de configuración espacial en la que la vía interrumpe el flujo de movimiento de animales y en la que, cabe esperar una alta concentración espacial de atropellos en el tramo, relativamente pequeño, que comunica ambas lagunas. Cartografía: iberpix (IGN).

animales objeto de la medida, contribuyan a reducir la mortalidad animal y la siniestralidad vial, si esta se produjera, ya que no cabe esperar cambios notables en la configuración espacial de los elementos determinantes de la mortalidad.

Dentro de las segundas se incluyen aquellas en las que los determinantes de atropello no se concentran espacialmente o lo hacen a una escala gruesa. Es el caso de extensas áreas en las que la densidad de ungulados (jabalíes, corzos, ciervos, cabras montesas) es elevada. También sucede en aquellos casos en los que la vía proporciona refugio a los animales. Es el caso de conejos y topillos, que aprovechan los taludes creados por las vías de transporte para construir sus madrigueras y, como consecuencia, tienen altas tasas de mortalidad por atropello en amplios tramos de las vías. También les sucede a serpientes y otros reptiles que acuden a la carretera a termorregularse. Por último, hay especies que seleccionan positivamente el “corte” que la vía crea en el hábitat para diferentes actividades (es el caso de algunos murciélagos o rapaces nocturnas que usan estos espacios para cazar).

En este segundo caso, no existe una configuración espacial susceptible de aplicación de medidas puntuales. En su lugar, pueden definirse tramos amplios dentro de la red de carreteras en los que se incorporan elementos externos a la vía como componentes determinantes de la siniestralidad. Es el caso de la densidad de población de las especies más frecuentes en los siniestros, la ubicación de la vía en relación con su área de campeo, la existencia de recursos importantes para la especie a ambos lados

de la vía, o la existencia de movimientos migratorios o dispersantes a través de ella. Estas características varían espacial y temporalmente constituyendo un sumatorio de condicionantes que definen amplias áreas (6 km de media, según Malo et al. 2004) donde puede darse una mayor siniestralidad. De hecho, la propia mortalidad causada por la carretera puede reducir la densidad de algunas especies haciendo disminuir la frecuencia de atropello. Por otro lado, el incremento poblacional sostenido en el tiempo y generalizado en el espacio de especies importantes para la siniestralidad vial como el corzo y el jabalí puede derivar en un aumento de densidad en zonas donde antes prácticamente no existían. Por estos motivos, la Dirección General de Carreteras ha definido recientemente una serie de tramos, conocidos como TEFIVA (tramos de especial frecuencia de incidentes viales con animales) de un mínimo de 1.000 m. en cuya concepción, además de la accidentalidad pasada, se considera su revisión periódica para tener en cuenta la variabilidad espacio-temporal de este fenómeno y la potencial necesidad de redefinir y señalar estos tramos. Este modelo es extrapolable a las especies que no generan accidentes, pero que igualmente sufren mortalidad por atropello siguiendo una configuración espacial como la aquí detallada. En estos casos, es necesario tener en cuenta los diferentes grupos funcionales que pueden estar involucrados y analizar de forma independiente la mortalidad observada. Hacerlo de forma conjunta (p. ej. mortalidad de anfibios y de aves) puede dar lugar a interpretaciones engañosas que, a su vez, pueden derivar en acciones de mitigación inefectivas.



Figura 19. Ejemplo de alternancia de cultivos herbáceos típica de muchas zonas agrícolas de España y que determina diferentes configuraciones espaciales de los hábitats con respecto a la vía en diferentes años (2019 y 2022, en este caso). Dado que los animales usan de forma preferente algunos hábitats (p. ej. por motivos de refugio o comida) la simple alternancia de cultivos puede hacer que los lugares por donde cruzan los animales la carretera también cambien de año en año. La disponibilidad de puntos de agua, las actividades cinegéticas o forestales y los incendios también contribuyen a esta variabilidad. Cartografía: iberpix (IGN).

Ficha 10. Prescripciones técnicas de los estudios de mortalidad en ferrocarriles



Foto: Fototeca TRAGSAMEDIA.

Además de considerarse, de forma regular, fuentes de mortalidad que en carreteras no suelen medirse, como los impactos contra el vallado perimetral o los atrapamientos en las obras de drenaje (véase [Posibles objetivos de los estudios de mortalidad](#)), las vías férreas cuentan con elementos singulares para los que existe una mortalidad animal asociada. Es el caso de la catenaria (los cables aéreos que se encargan de conducir la corriente eléctrica que alimenta los trenes y tranvías), que puede provocar muertes tanto por colisión como por electrocución. Asimismo, todos los elementos de soporte y sustentación de la catenaria a lo largo de la vía férrea y las subestaciones eléctricas necesarias para el normal funcionamiento del transporte también consti-

tuyen fuente de mortalidad animal. Los elementos de sustentación pueden provocar muertes tanto por colisión como por atrapamiento (p. ej. postes cerrados de catenaria), especialmente de aves, mientras que, en las subestaciones eléctricas, las muertes pueden producirse, sobre todo, por electrocución ([Tabla 8](#)).

Los ámbitos de prospección para cada uno de estos agentes causales vienen determinados por la configuración de cada uno de ellos, su localización y el tipo de mortalidad que generan. De esta forma se pueden definir al menos 3 ámbitos de prospección diferenciados:

- Mortalidad de la infraestructura. Mortalidad estimada en función de la colisión de individuos

Agente causal	Tipo de mortalidad asociada	Grupo faunístico
Catenaria	Colisión y electrocución	Avifauna
Postes de catenaria	Atrapamiento	Aves pequeñas
Subestaciones	Electrocución	Avifauna
Vehículos	Arrollamientos	Todos los grupos
Drenaje longitudinal	Atrapamiento	Micromamíferos, reptiles y anfibios
Vallado perimetral	Colisión	Avifauna

Tabla 8. Agente causal, grupo faunístico y tipo de mortalidad asociada a cada agente.

con la propia infraestructura ferroviaria (exceptuando el vallado), ya sea estática (colisiones con catenaria), o dinámica (arrollamiento por el propio ferrocarril). La electrocución de individuos con catenaria sería incluida en esta categoría.

Los muestreos se llevan a cabo utilizando transectos como los definidos en este documento (véanse p. ej. [Fichas 1 y 3](#)), si bien en los muestreos de ferrocarriles estos se llevan a cabo utilizando cuatro bandas de muestreo, dos a cada lado de la infraestructura, cada una de ellas bien definidas y asignadas de forma exclusiva a diferentes observadores ([Figura 20](#)). Los resultados obtenidos en los muestreos deberán corregir el sesgo por persistencia del cadáver, eficiencia de búsqueda y área de muestreo efectiva. Dada la similar estructura de autovías y autopistas, es una configuración que debería extenderse a los estudios de mortalidad en este tipo de vías.

- Mortalidad por atrapamiento. Mortalidad estimada en función del atrapamiento de

los individuos en los diferentes elementos donde pueda ocurrir el evento: postes cerrados, drenajes perimetrales y arquetas, sifones y otros elementos del drenaje longitudinal.

- Mortalidad asociada al vallado. Mortalidad causada por el vallado perimetral de la infraestructura ferroviaria, considerando tanto las colisiones como otros incidentes en el mismo (atrapamiento, enganches con el alambre de la parte superior, etc.).

En los dos últimos casos, es importante establecer que constituyen fuentes de mortalidad diferentes a la mortalidad asociada a la infraestructura, por lo que deben evaluarse de forma independiente, aplicando las correcciones de sesgos que correspondan en función de la configuración del elemento muestreado y se evalúan de forma independiente. Los diferentes métodos para su cuantificación exceden los objetivos del presente documento, aunque subrayan el carácter más completo de las evaluaciones de mortalidad llevadas a cabo en vías férreas.

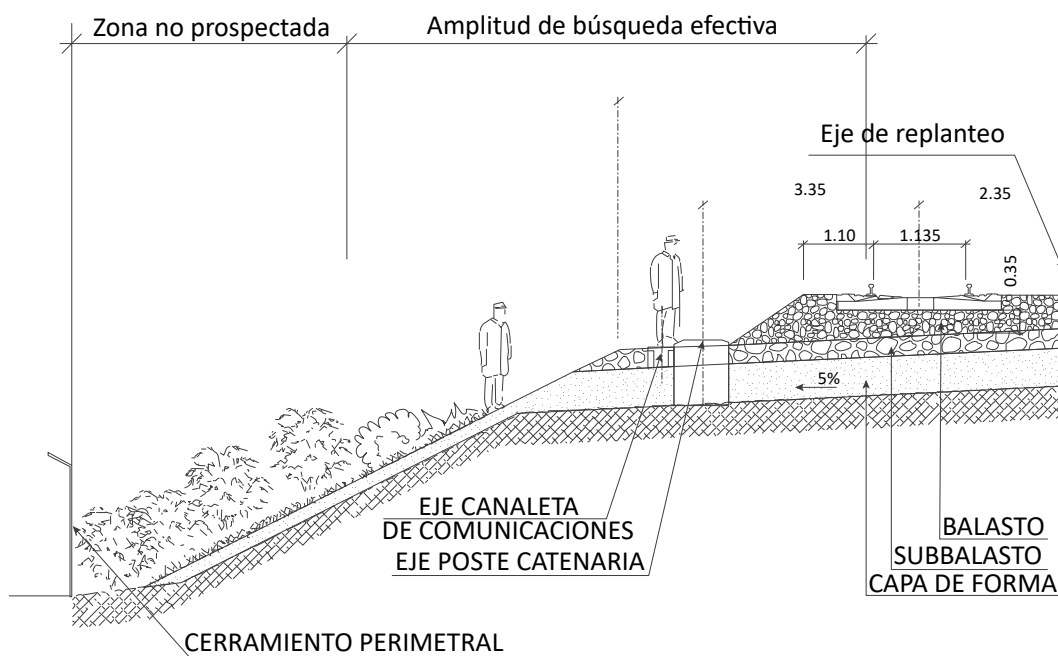


Figura 20.. Sistemática de búsqueda para determinar la mortalidad provocada por la infraestructura ferroviaria. Este esquema se replica al otro lado de la vía.

Ficha 11. Seguridad en los muestreos



Foto: banco de imágenes Freepik.

Peatones	CLAVES PARA PREVENIR ATROPELLOS
Por dónde circular	Siempre por el lado izquierdo para mantener de frente los vehículos que circulen.
Cómo circular	Los peatones que caminan por carreteras convencionales deben ir siempre en fila india (no se puede ir en parejas).
Extra de seguridad	Es obligatorio usar los arcenes. Si no los hay, se debe caminar lo más cerca del borde izquierdo de la calzada.
Visibilidad	Aunque no sea de noche, es aconsejable vestir con prendas coloridas o reflectantes. El 29% de los atropellos que se produjeron en 2022 tuvieron lugar durante el día y el 88% de las víctimas no llevaba puesta ninguna prenda reflectante.
¡Atención Peligro!	Si resulta imprescindible cruzar al otro lado de la carretera y no existe la posibilidad de hacerlo a través de un paso, se debe evitar hacerlo en las curvas o en espacios en los que existan objetos (vegetación, etc) que impidan a los conductores captar la presencia del peatón.
Ciclistas	CLAVES PARA PREVENIR ATROPELLOS
Extra de seguridad	El casco homologado es imprescindible. Este elemento de protección previene 2 de cada 3 lesiones graves o mortales. Para que cumpla su función tiene que ser de la talla adecuada y con luz trasera. Su uso en carretera es obligatorio con tres excepciones: en subidas prolongadas, por razones médicas o en situaciones de calor extremo.
Visibilidad	Usar prendas reflectantes permite que los conductores puedan ver a los ciclistas a 150 m de distancia.
Muestreos en vías de alta ocupación Requieren de permisos especiales y protocolos específicos de trabajo, se llevan a cabo, generalmente, en compañía del personal de mantenimiento de las vías.	
Muestreos en coche Se recomienda que lo lleven a cabo dos personas: una a cargo de la conducción, de acuerdo a las señales y normas de tráfico de la vía y otra persona como observador que vaya anotando los atropellos vistos sin cambios en la velocidad de circulación ni detenciones.	

Fuente: adaptado de Dirección General de Tráfico.



Bibliografía

- ADIF. (2018). Guía metodológica básica para la realización de seguimientos faunísticos en fase de explotación de las líneas de alta velocidad. ADIF.
- ADIF. (2023). Medidas para la protección de la avifauna en la línea aérea de contacto. Norma ADIF Electrificación 121. <https://normativatecnica.adif.es/ntw/>.
- Ascensão, F., D'Amico, M., & Barrientos, R. (2021). No planet for apes? Assessing global priority areas and species affected by linear infrastructures. *International Journal of Primatology*, 42(5), 743-760. <https://doi.org/10.1007/s10764-021-00207-5>.
- Ashley, E. P., & Robinson, J. T. (1996). Road mortality of amphibians, reptiles, and other wildlife on the Long Point Causeway, Lake Erie, Ontario. *The Canadian Field-Naturalist*, 110(4), 403-412.
- Bager, A., & Rosa, C. A. (2011). Influence of sampling effort on the estimated richness of road-killed vertebrate wildlife. *Environmental Management*, 47(5), 851-858.
- Balcomb, R. (1986). Songbird carcasses disappear rapidly from agricultural fields. *Auk*, 103(4), 817-820.
- Barrientos, R., Martins, R. C., Ascensão, F., D'Amico, M., Moreira, F., & Borda-de-Água, L. (2018). A review of searcher efficiency and carcass persistence in infrastructure-driven mortality assessment studies. *Biological Conservation*, 222, 146-153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.014>.
- Barthelmess, E. L., & Brooks, M. S. (2010). The influence of body size and diet on roadkill trends in mammals. *Biodiversity and Conservation*, 19(6), 1611-1629.
- Baxter-Gilbert, J. H., Riley, J. L., Neufeld, C. J. H., Litzgus, J. D., & Lesbarrères, D. (2015). Road mortality potentially responsible for billions of pollinating insect deaths annually. *Journal of Insect Conservation*, 19(5), 1029-1035. <https://doi.org/10.1007/s10841-015-9808-z>.
- Beckmann, C., & Shine, R. (2015). Do the numbers and locations of road-killed anuran carcasses accurately reflect impacts of vehicular traffic? *Journal of Wildlife Management*, 79(1), 92-101.
- Bellan, S. E., Gimenez, O., Choquet, R., & Getz, W. M. (2013). A hierarchical distance sampling approach to estimating mortality rates from opportunistic carcass surveillance data. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(4), 361-369.
- Benítez-López, A., Alkemade, R., & Verweij, P. A. (2010). The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis. *Biological Conservation*, 143(6), 1307-1316. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.009>.
- Bernardino, J., et al. (2013). Estimating bird and bat fatality at wind farms: A practical review of estimators, their assumptions and limitations. *New Zealand Journal of Zoology*, 40(1), 63-74.
- Bhardwaj, M., et al. (2022). Ungulates and trains – factors influencing flight responses and detectability. *Journal of Environmental Management*, 313, 114992.
- Bíl, M., et al. (2020). Benefits and challenges of collaborating with volunteers: Examples from National Wildlife Roadkill Reporting systems in Europe. *Journal for Nature Conservation*, 54, 125798.
- Borda-de-Água, C., Grilo, H. M., & Pereira, J. (2014). Modelling the impact of road mortality on barn owl (*Tyto alba*) populations using age-structured models. *Ecological Modelling*, 276, 29-37.
- Brehme, C. S., Hathaway, S. A., & Fisher, R. N. (2018). An objective road risk assessment method for mul-

- tiple species: Ranking 166 reptiles and amphibians in California. *Landscape Ecology*, 33(5), 911-935.
- Brockie, R. E., Sadleir, R. M. F. S., & Linklater, W. L. (2009). Long-term wildlife road-kill counts in New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology*, 36(2), 123-134.
- Brottons, L., Thuiller, W., Araújo, M. B., & Hirzel, A. H. (2004). Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography*, 27(4), 437-448.
- Brunialti, G., et al. (2012). Can we compare lichen diversity data? A test with skilled teams. *Ecological Indicators*, 23, 509-516.
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (1984). The need for distance data in transect counts. *Journal of Wildlife Management*, 48(4), 1248-1254.
- Caballero-Díaz, C., Rodríguez, C., Oñorbe, M., García, F. J., Cabezas-Díaz, S., López, C., Ayllon, E., & D'Amico, M. (2024). Atropellos de anfibios y reptiles en las carreteras españolas: Primeros resultados del Proyecto SAFE. *Boletín de la Asociación Española de Herpetología*, 35(1).
- Canal, D., Camacho, C., Martín, B., de Lucas, M., & Ferrer, M. (2018). Magnitude, composition and spatiotemporal patterns of vertebrate roadkill at regional scales: A study in southern Spain. *Animal Biodiversity and Conservation*, 41, 281-300.
- Cardoso, T. R. (2010). Tempo de permanência de carcaças em rodovias: Análise metodológica em ecologia de estradas [Undergraduate thesis, UFLA]. Lavras.
- Carrascal, L. M., Escandell, V., & Del Moral, J. C. (2023). Evolución de las poblaciones de las aves comunes por hábitat en la España peninsular. *SEO/BirdLife*.
- Carvalho, F., & Mira, A. (2010). Comparing annual vertebrate road kills over two time periods, 9 years apart: A case study in Mediterranean farmland. *European Journal of Wildlife Research*, 57, 157-174.
- Case, R. M. (1978). Interstate highway road-killed animals: A data source for biologists. *Wildlife Society Bulletin*, 6(1), 8-13.
- Červinka, J., Riegert, J., Grill, S., & Šálek, M. (2015). Large-scale evaluation of carnivore road mortality: The effect of landscape and local scale characteristics. *Mammal Research*, 60(3), 233-243.
- Choquette, J. D., & Valliant, L. (2016). Road mortality of reptiles and other wildlife at the Ojibway Prairie Complex and Greater Park Ecosystem in southern Ontario. *The Canadian Field-Naturalist*, 130(1), 64-75.
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B., & Gunson, K. E. (2003). Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation*, 109(1), 15-26.
- Coelho, I. P., Kindel, A., & Coelho, A. V. P. (2008). Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. *European Journal of Wildlife Research*, 54(4), 689-699.
- Colino-Rabanal, V. (2011). Contribución al análisis de mortalidad de vertebrados en carreteras [Doctoral thesis, Universidad de Salamanca].
- Collinson, W. J., Parker, D. M., Bernard, R. T. F., Reilly, B. K., & Davies-Mostert, H. T. (2014). Wildlife road traffic accidents: A standardized protocol for counting flattened fauna. *Ecology and Evolution*, 4(16), 3060-3071.
- D'Amico, J., Román, L., de los Reyes, E., & Revilla, E. (2015). Vertebrate road-kill patterns in Mediterranean habitats: Who, when, and where. *Biological Conservation*, 191, 234-242.
- DeGregorio, B. A., Hancock, T. E., Kurz, D. J., & Yue, S. (2011). How quickly are road-killed snakes scavenged? Implications for underestimates of road mortality. *Journal of the North Carolina Academy of Science*, 127(2), 184-188.
- Delgado, J. D., Durán Humia, J., Rodríguez Pereiras, A., Rosal, A., Palenzuela, M. del V., Morelli, F., Arroyo Hernández, N. L., & Rodríguez Sánchez, J. (2019). The spatial distribution of animal casualties within a road corridor: Implications for roadkill monitoring in the southern Iberian rangelands. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 67, 119-130.

- DGT (Observatorio Nacional de Seguridad Vial). (2023). Siniestralidad vial con implicación de animales 2022. 81 pp.
- Dodd, C. K. Jr., Barichivich, W. J., & Smith, L. L. (2004). Effectiveness of a barrier wall and culverts in reducing wildlife mortality on a heavily traveled highway in Florida. *Biological Conservation*, 118(5), 619-631.
- DeVault, T. L., Rhodes, O. E. Jr., & Shivik, J. A. (2003). Scavenging by vertebrates: Behavioral, ecological, and evolutionary perspectives on an important energy transfer pathway in terrestrial ecosystems. *Oikos*, 102(2), 225-234.
- Etterson, M. A. (2013). Hidden Markov models for estimating animal mortality from anthropogenic hazards. *Ecological Applications*, 23(9), 1915-1925.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487-515.
- Fensome, A. M., & Mathews, F. (2016). Roads and bats: A meta-analysis and review of the evidence on vehicle collisions and barrier effects. *Mammal Review*, 46(4), 311-323.
- Fernández-López, J., Blanco-Aguilar, J. A., Vicente, J., & Acevedo, P. (2022). Can we model distribution of population abundance from wildlife-vehicle collision data? *Ecography*, 2022, e06113. <https://doi.org/10.1111/ecog.06113>.
- Flint, P. L., Lance, E. W., Sowl, K. M., & Donnelly, T. F. (2010). Estimating carcass persistence and scavenging bias in a human-influenced landscape in western Alaska. *Journal of Field Ornithology*, 81(2), 206-214.
- Forman, R. T. T., & Alexander, L. E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29, 207-231. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207>.
- Galan, P. (2014). Herpetofauna of Frags de Eume Natural Park (A Coruña): Distribution, conservation status and threats. *Basic and Applied Herpetology*, 28, 113-136.
- García de la Morena, E., Malo Juan, E., Hervás, I., Mata, C., González, S., Morales, R., & Herranz, J. (2017). On-board video recording unravels bird behavior and mortality produced by high-speed trains. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5.
- García Sánchez-Colomer, M. (2023). Insectos y carreteras: Metodologías de trabajo y aspectos a considerar en las restauraciones. In *Restauración ecológica y vías de transporte* (pp. 212-221). Sevilla, España.
- Garriga, N., Santos, X., Montori, A., Richter-Boix, A., Franch, M., & Llorente, G. A. (2012). Are protected areas truly protected? The impact of road traffic on vertebrate fauna. *Biodiversity and Conservation*, 21(10), 2761-2774.
- Gerow, K., Kline, N. C., Swann, D. E., & Pokorny, M. (2010). Estimating annual vertebrate mortality on roads at Saguaro National Park, Arizona. *Human-Wildlife Interactions*, 4(2), 283-292.
- Gibbons, J. W., Scott, D. E., Ryan, T. J., Buhlmann, K. A., Tuberville, T. D., Metts, B. S., Greene, J. L., Mills, T., Leiden, Y., Poppy, S., & Winne, C. T. (2000). The global decline of reptiles, déjà vu amphibians: Reptile species are declining on a global scale. *BioScience*, 50(8), 653-666.
- Glista, D. J., DeVault, T. L., & DeWoody, J. A. (2008). Vertebrate road mortality predominantly impacts amphibians. *Herpetological Conservation and Biology*, 3(1), 77-87.
- Grilo, C., Ascensão, F., Santos-Reis, M., & Bissonette, J. A. (2011). Do well-connected landscapes promote road-related mortality? *European Journal of Wildlife Research*, 57(4), 707-716.
- Grilo, C., Koroleva, E., Andrášik, R., Bíl, M., & González-Suárez, M. (2020). Roadkill risk and population vulnerability in European birds and mammals. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18(5), 323-328. <https://doi.org/10.1002/fee.2216>.
- Guinard, E., Julliard, R., & Barbraud, C. (2012). Motorways and bird traffic casualties: Carcass surveys and scavenging bias. *Biological Conservation*, 147, 40-51.
- Harms, I. M., & Brookhuis, K. A. (2016). Dynamic traffic management on a familiar road: Failing to detect changes in variable speed limits.

Transportation Research Part F: Traffic Psychology and Behaviour, 38, 37-46.

Hels, T., & Buchwald, E. (2001). The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation*, 99(3), 331-340.

Henrich, M., Tietze, D. T., & Wink, M. (2017). Scavenging of small bird carrion in southwestern Germany by beetles, birds, and mammals. *Journal of Ornithology*, 158(1), 287-295.

Henry, D. J., et al. (2021). Optimising the cost of roadkill surveys based on an analysis of carcass persistence. *Journal of Environmental Management*, 291, 112664.

Heske, E. J. (2015). Blood on the tracks: Track mortality and scavenging rate in urban nature preserves. *Urban Naturalist*, 4, 1-13.

Hostetter, N. J., Gardner, B., Sillett, T. S., Pollock, K. H., & Simons, T. R. (2019). An integrated model decomposing the components of detection probability and abundance in unmarked populations. *Ecosphere*, 10(3), e02586. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2586>.

Hubbard, K. A., & Chalfoun, A. D. (2012). An experimental evaluation of potential scavenger effects on snake road mortality detections. *Herpetological Conservation and Biology*, 7(2), 150-156.

Huso, M. M. (2011). An estimator of wildlife fatality from observed carcasses. *Environmetrics*, 22(3), 318-329.

Kellner, K. (2015). jagsUI: A wrapper around Rjags to streamline JAGS analyses (R package version 1.1).

Klar, N., Herrmann, M., & Kramer-Schadt, S. (2009). Effects and mitigation of road impacts on individual movement behavior of wildcats. *The Journal of Wildlife Management*, 73(4), 631-638.

Kline, N. C., & Swann, D. E. (1998). Quantifying wildlife road mortality in Saguaro National Park. In *Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation* (pp. 23-31). Florida Department of Transportation.

Korner-Nievergelt, F., Behr, O., Brinkmann, R., Etterson, M., Huso, M., Dalthorp, D. H., Korner-Nievergelt, P., Roth, T., & Niermann, I. (2015).

Mortality estimation from carcass searches using the R-package carcass – A tutorial. *Wildlife Biology*, 21(1), 30-43.

Kostecke, R. M., Linz, G. M., & Bleier, W. J. (2001). Survival of avian carcasses and photographic evidence of predators and scavengers. *Journal of Field Ornithology*, 72(4), 439-447.

Langen, T. A., Machniak, A., Crowe, E. K., Mangan, C., Marker, D. F., Liddle, N., & Roden, B. (2007). Methodologies for surveying herpetofauna mortality on rural highways. *Journal of Wildlife Management*, 71(4), 1361-1368.

López, G., et al. (2014). Evaluating mortality rates and causalities in a critically endangered felid across its whole distribution range. *European Journal of Wildlife Research*, 60(3), 359-366.

Loss, S. R., Will, T., & Marra, P. P. (2014). Estimation of bird-vehicle collision mortality on U.S. roads. *The Journal of Wildlife Management*, 78(5), 763-771. <https://doi.org/10.1002/jwmg.721>.

MAGRAMA. (2015). Prescripciones técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, número 1. O. A. Parques Nacionales.

Malt, J., & Bio, R. P. (2012). Assessing the effectiveness of amphibian mitigation on the Sea to Sky Highway: Population-level effects and best management practices for minimizing highway impacts (33 pp.). British Columbia Ministry of Forests, Lands, and Natural Resource Operations, South Coast Region.

Malo, J. E., Suárez, F., & Díez, A. (2004). Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology*, 41(4), 701-710.

Martin, A. E., Graham, S. L., Henry, M., Pervin, E., & Fahrig, L. (2018). Flying insect abundance declines with increasing road traffic. *Insect Conservation and Diversity*, 11(6), 608-613. <https://doi.org/10.1111/icad.12300>.

McKenna, D. D., McKenna, K. M., Malcom, S. B., & Berenbaum, M. R. (2001). Mortality of lepidoptera along roadways in Central Illinois. *Journal of the Lepidopterists' Society*, 55(2), 63-68.

- MITECO. 2019. Efectos de Borde y Efectos en el Margen de las Infraestructuras de Transporte y Atenuación de su Impacto sobre la Biodiversidad. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, número 7. Ministerio para la Transición Ecológica. 98 pp. Madrid
- Monge-Nájera, J. (2018). What can we learn about wildlife killed by vehicles from a citizen-science project? A comparison of scientific and amateur tropical roadkill records. *UNED Research Journal*, 10, 57-60.
- Moore, L. J., Petrovan, S. O., Bates, A. J., Hicks, H. L., Baker, P. J., Perkins, S. E., & Yarnell, R. W. (2023). Demographic effects of road mortality on mammalian populations: A systematic review. *Biological Reviews*, 98(4), 1033-1050. <https://doi.org/10.1111/brv.12942>.
- Morrison, M. (2002). Searcher bias and scavenging rates in bird/wind energy studies. U.S. Department of Energy Office of Scientific and Technical Information.
- Muñoz, P. T., Torres, F. P., & Megías, A. G. (2015). Effects of roads on insects: A review. *Biodiversity and Conservation*, 24(3), 659-682. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0831-2>.
- Orlowski, G., & Nowak, L. (2006). Factors influencing mammal roadkills in the agricultural landscape of south-western Poland. *Polish Journal of Ecology*, 54(2), 283-294.
- Palomo, L. J., Gisbert, J., & Blanco, J. C. (2007). Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid.
- Périquet, S., Roxburgh, L., le Roux, A., & Collinson, W. J. (2018). Testing the value of citizen science for roadkill studies: A case study from South Africa. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6, 15.
- Petrovan, S., Gomes, C., & Sillero, N. (2020). Using citizen science in road surveys for large-scale amphibian monitoring: Are biased data representative for species distribution? *Biodiversity and Conservation*, 29(6), 1767-1781.
- Philibert, H., Wobeser, G., & Clark, R. G. (1993). Counting dead birds: Examination of methods. *Journal of Wildlife Diseases*, 29(2), 284-289.
- Pleguezuelos, J. M., Márquez, R., & Lizana, M. (Eds.). (2002). Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (2ª impresión), Madrid.
- PMVC. (2003). Mortalidad de Vertebrados en carreteras. Documento técnico de conservación nº 4. Sociedad para la Conservación de los Vertebrados (SCV), Madrid.
- Pollard, E., Elias, D. O., Skelton, M. J., & Thomas, J. A. (1975). A method of assessing the abundance of butterflies in Monks Wood National Nature Reserve in 1973. *Entomologist's Gazette*, 26, 79-88.
- Ponce, C., Alonso, J. C., Argandoña, G., García Fernández, A., & Carrasco, M. (2010). Carcass removal by scavengers and search accuracy affect bird mortality estimates at power lines. *Animal Conservation*, 13(6), 603-612.
- Puglisi, M. J., Lindzey, J. S., & Bellis, E. D. (1974). Factors associated with highway mortality of white-tailed deer. *The Journal of Wildlife Management*, 38(4), 799-807.
- Ratton, P. H. Secco, C., & Alves da Rosa, C. (2014). Carcass permanency time and its implications to the roadkill data. *European Journal of Wildlife Research*, 60(3), 543-546.
- Reyes, G. A., Rodríguez, M. J., Lindke, K. T., Ayres, K. L., Halterman, M. D., & Boroski, B. B. (2016). Searcher efficiency and survey coverage affect precision of fatality estimates. *The Journal of Wildlife Management*, 80(8), 1488-1496.
- Rivera-Milan, F. F., Zaccagnini, M. E., & Canavelli, S. B. (2004). Field trials of line-transect surveys of bird carcasses in agroecosystems of Argentina's Pampas region. *Wildlife Society Bulletin*, 32(4), 1219-1228.
- Rodríguez, C., et al. (2023). Fauna atropellada: El proyecto SAFE evalúa los muestreos. *Quercus*, 48, 448-449.
- Román, J. (2020). Resultados del primer sondeo de rata de agua, *Arvicola sapidus* Miller 1908, en España. *Galemys*, 32, 51-59.

- Román, J., et al. (2024). Beyond crippling bias: Carcass-location bias in roadkill studies. *Conservation Science and Practice*, e13103.
- Romin, L. A., & Bissonette, J. A. (1996). Temporal and spatial distribution of highway mortality of mule deer on newly constructed roads at Jordanelle Reservoir, Utah. *Great Basin Naturalist*, 56(1), 1-11.
- Rosen, P. C., & Lowe, C. H. (1994). Highway mortality of snakes in the Sonoran Desert of southern Arizona. *Biological Conservation*, 68(2), 143-148.
- Ruiz-Capillas, P., Mata, C., & Malo, J. E. (2015). How many rodents die on the road? Biological and methodological implications from a small mammals' roadkill assessment on a Spanish motorway. *Ecological Research*, 30(3), 417-427.
- Russo, L. F., et al. (2020). Prioritizing road-kill mitigation areas: A spatially explicit national-scale model for an elusive carnivore. *Diversity and Distributions*, 20(10), 1093-1103.
- 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(8), e25383.
- Santos, S. M., Marques, J. T., Lourenço, A., Medinas, D., Barbosa, A. M., Beja, P., & Mira, A. (2015). Sampling effects on the identification of roadkill hotspots: Implications for survey design. *Journal of Environmental Management*, 162, 87-95.
- Santos, R. A. L., Santos, S. M., Santos-Reis, M., Picanço de Figueiredo, A., 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.
- Santos, S. M., & Ascensão, F. (2019). Assessing the effects of road type and position on the road on small mammal carcass persistence time. *European Journal of Wildlife Research*, 65(1), 8.
- Schwartz, A. L. W., Williams, H. F., Chadwick, E., Thomas, R. J., & Perkins, S. E. (2018). Roadkill scavenging behaviour in an urban environment. *Journal of Urban Ecology*, 4, 2018.
- Scott, T. G. (1938). Wildlife mortality in Iowa highways. *American Midland Naturalist*, 20(2), 527-539.
- Seiler, A. (2003). The Toll of the Automobile: Wildlife and Roads in Sweden. Ph.D. thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Alnarp, Skara, Sweden.
- SEO/BirdLife (Shilling, F. M. & Waetjen, D. P. Eds.). (2015). Wildlife-vehicle collision hotspots at US highway extents: Scale and data source effects. *Nature Conservation*, 11, 41.
- SEO/BirdLife (Molina, B., Nebreda, A., Muñoz, A. R., Seoane, J., Real, R., Bustamante, J., & Del Moral, J. C. Eds.). (2022). III Atlas de aves en época de reproducción en España.
- SEO/BirdLife. (2023). Informe sobre las causas de mortalidad no natural de avifauna en España. Proyecto LIFE Guardianes de la Naturaleza. Madrid.
- Sillero, N., Poboljšaj, K., Lešnik, A., & Šalamun, A. (2019). Influence of landscape factors on amphibian roadkills at the national level. *Diversity*, 11(1), 13.
- Smith, L. L., & Dodd, C. K. Jr. (2003). Wildlife mortality on US highway 441 across Paynes Prairie, Alachua County, Florida. *Florida Scientist*, 66(3), 128-140.
- Soluk, D. A., Zercher, D. S., & Worthington, A. M. (2011). Influence of roadways on patterns of mortality and flight behavior of adult dragonflies near wetland areas. *Biological Conservation*, 144(5), 1638-1643. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.02.015>.
- Sousa Guedes, D., Ribeiro, H., & Sillero, N. (2019). An improved mobile mapping system to detect road-killed amphibians and small birds. *International Journal of Geo-Information*, 8(12), 565.
- Soorae, P. S. (Ed.). (2013). Global Re-introduction Perspectives: 2013. Further case studies from around the globe. Gland, Switzerland: IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group and Abu Dhabi, UAE: Environment Agency-Abu Dhabi.
- Sousa Guedes, D., et al. (2021). A spatial approach for modeling amphibian road-kills: Comparison

- of regression techniques. *International Journal of Geo-Information*, 10(3), 343.
- Stevens, B. S., & Dennis, B. (2013). Wildlife mortality from infrastructure collisions: Statistical modeling of count data from carcass surveys. *Ecology*, 94(9), 2087–2096.
- Stewart, P. A. (1971). Persistence of remains of birds killed on motor highways. *Wilson Bulletin*, 83(2), 203–204.
- Stoner, D. (1925). The toll of automobile. *Science*, 61(1585), 56–57.
- Teixeira, F. Z., Coelho, A. V. P., Esperandio, I. B., & Kindel, A. (2013). Vertebrate road mortality estimates: Effects of sampling methods and carcass removal. *Biological Conservation*, 157, 317–323.
- Thiele, J., Schulte auf'm Erley, G., Glemnitz, M., et al. (2023). Efficiency of spatial sampling designs in estimating abundance and species richness of carabids at the landscape level. *Landscape Ecology*, 38, 919–932. <https://doi.org/10.1007/s10980-023-01605-1>.
- Valerio, F., Basile, M., & Balestrieri, R. (2021). The identification of wildlife-vehicle collision hotspots: Citizen science reveals spatial and temporal patterns. *Ecological Processes*, 10, 1–13.
- Vicente, J. (2019). Libro de resúmenes de las Jornadas sobre Mortalidad de Fauna en Vías de Transporte. Conocimiento actual y avances metodológicos. Barcelona, 24 y 25 de octubre.
- Visintin, C., van der Ree, R., & McCarthy, M. A. (2016). A simple framework for a complex problem? Predicting wildlife-vehicle collisions. *Ecology and Evolution*, 6(18), 6409–6421.
- Wembridge, D. E., Newman, M. R., Bright, P. W., & Morris, P. A. (2016). An estimate of the annual number of hedgehog (*Erinaceus europaeus*) road casualties in Great Britain. *Mammal Communication*, 2, 8–14.
- Wilson, D. E., Cole, F. R., Nichols, J. D., Rudran, R., & Foster, M. S. (1996). Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for mammals. Smithsonian Institution.
- Winton, W. M., et al. (2018). Estimating actual versus detected road mortality rates for a northern viper. *Global Ecology and Conservation*, 16, e00476.
- Wobeser, G., & Wobeser, A. G. (1992). Carcass disappearance and estimation of mortality in a simulated die-off of small birds. *Journal of Wildlife Diseases*, 28(4), 548–554.
- Yamada, Y., Sasaki, H., & Harauchi, Y. (2010). Composition of road-killed insects on coastal roads around Lake Shikotsu in Hokkaido, Japan. *Journal of Rakuno Gakuen University*, 34(2), 1v77–184. Retrieved from <https://core.ac.uk/download/pdf/198536941.pdf>.

8

Listado de especies encontradas en los muestreos

Especie/Número de ejemplares atropellados			
		<i>Caprimulgus europaeus</i>	2
<i>Acanthodactylus erythrurus</i>	7	<i>Caprimulgus ruficollis</i>	7
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	1	<i>Carduelis carduelis</i>	26
<i>Aegithalos caudatus</i>	4	<i>Cecropis daurica</i>	2
<i>Alectoris rufa</i>	23	<i>Cervus elaphus</i>	3
<i>Alytes cisternasii</i>	4	<i>Cettia cetti</i>	2
<i>Alytes obstetricans</i>	2	<i>Chalcides bedriagai</i>	2
<i>Anas platyrhynchos</i>	6	<i>Chalcides striatus</i>	4
<i>Anguis fragilis</i>	11	<i>Chamaeleo chamaeleon</i>	16
<i>Anthus berthelotii</i>	5	<i>Chloris chloris</i>	13
<i>Anthus pratensis</i>	1	<i>Ciconia ciconia</i>	3
<i>Apodemus sylvaticus</i>	36	<i>Circus pygargus</i>	2
<i>Apus apus</i>	1	<i>Circus spec.</i>	1
<i>Aquila fasciata</i>	1	<i>Cisticola juncidis</i>	4
<i>Arvicola scherman</i>	1	<i>Coloeus monedula</i>	1
<i>Asio flammeus</i>	2	<i>Columba bollii</i>	1
<i>Asio otus</i>	4	<i>Columba livia</i>	39
<i>Atelerix algirus</i>	36	<i>Columba palumbus</i>	28
<i>Athene noctua</i>	30	<i>Coracias garrulus</i>	1
<i>Blanus cinereus</i>	5	<i>Coronella austriaca</i>	2
<i>Blanus tingitanus</i>	2	<i>Coronella girondica</i>	25
<i>Blanus vandellii</i>	10	<i>Corvus corax</i>	3
<i>Bubo bubo</i>	2	<i>Corvus corone</i>	1
<i>Bubulcus ibis</i>	2	<i>Corvus frugilegus</i>	1
<i>Bufo bufo</i>	1	<i>Crocidura russula</i>	17
<i>Bufo spinosus</i>	406	<i>Curruca communis</i>	1
<i>Burhinus oedicnemus</i>	12	<i>Curruca iberiae</i>	3
<i>Buteo buteo</i>	5	<i>Curruca melanocephala</i>	57
<i>Canis familiaris</i>	36	<i>Curruca undata</i>	4
<i>Capreolus capreolus</i>	36	<i>Cursorius cursor</i>	2

<i>Cyanistes caeruleus</i>	9	<i>Lacerta schreiberi</i>	4
<i>Cyanopica cooki</i>	6	<i>Lanius collurio</i>	2
<i>Delichon urbicum</i>	7	<i>Lanius excubitor</i>	3
<i>Discoglossus galganoi</i>	13	<i>Lanius meridionalis</i>	2
<i>Discoglossus scovazzi</i>	3	<i>Lanius senator</i>	3
<i>Elanoides caeruleus</i>	1	<i>Larus michahellis</i>	3
<i>Eliomys quercinus</i>	3	<i>Lepus europaeus</i>	11
<i>Emberiza calandra</i>	3	<i>Lepus granatensis</i>	33
<i>Emberiza cirrus</i>	1	<i>Linaria cannabina</i>	9
<i>Epidalea calamita</i>	248	<i>Lissotriton boscai</i>	19
<i>Eptesicus isabellinus</i>	2	<i>Lissotriton helveticus</i>	2
<i>Erinaceus europaeus</i>	250	<i>Locustella naevia</i>	1
<i>Erithacus rubecula</i>	64	<i>Luscinia megarhynchos</i>	3
<i>Falco naumanni</i>	1	<i>Luscinia megarhynchos</i>	1
<i>Falco peregrinus</i>	1	<i>Luscinia svecica</i>	5
<i>Falco tinnunculus</i>	9	<i>Lutra lutra</i>	6
<i>Felis catus</i>	316	<i>Macroprotodon brevis</i>	14
<i>Ficedula hypoleuca</i>	8	<i>Macroprotodon cucullatus</i>	1
<i>Fringilla coelebs</i>	18	<i>Malpolon monspessulanus</i>	142
<i>Fulica atra</i>	1	<i>Martes foina</i>	37
<i>Galerida cristata</i>	8	<i>Martes martes</i>	5
<i>Gallinula chloropus</i>	58	<i>Meles meles</i>	48
<i>Gallotia atlántica</i>	24	<i>Merops apiaster</i>	5
<i>Gallus gallus</i>	2	<i>Microtus duodecimcostatus</i>	4
<i>Garrulus glandarius</i>	7	<i>Microtus lusitanicus</i>	1
<i>Genetta genetta</i>	26	<i>Milvus migrans</i>	2
<i>Gyps fulvus</i>	1	<i>Milvus milvus</i>	3
<i>Hemidactylus turcicus</i>	1	<i>Motacilla alba</i>	5
<i>Hemorrhois hippocrepis</i>	56	<i>Mus musculus</i>	13
<i>Herpestes ichneumon</i>	12	<i>Mus spretus</i>	69
<i>Hippolais polyglotta</i>	2	<i>Muscicapa striata</i>	2
<i>Hirundo rustica</i>	5	<i>Mustela nivalis</i>	2
<i>Hyla meridionalis</i>	5	<i>Mustela putorius</i>	15
<i>Iberolacerta cyreni</i>	1	<i>Myiopsitta monachus</i>	1
<i>Ixobrychus minutus</i>	1	<i>Natrix astreptophora</i>	10
<i>Lacerta bilineata</i>	1	<i>Natrix maura</i>	50

<i>Neovison vison</i>	3	<i>Saxicola rubicola</i>	8
<i>Nycticorax nycticorax</i>	1	<i>Sciurus vulgaris</i>	18
<i>Oenanthe oenanthe</i>	1	<i>Sclerophrys mauritanica</i>	8
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	811	<i>Serinus serinus</i>	8
<i>Otus scops</i>	3	<i>Sitta europaea</i>	1
<i>Parus major</i>	12	<i>Sorex granarius</i>	1
<i>Passer domesticus</i>	194	<i>Streptopelia decaocto</i>	14
<i>Passer hispaniolensis</i>	16	<i>Streptopelia turtur</i>	2
<i>Pelobates cultripes</i>	15	<i>Strix aluco</i>	9
<i>Pelodytes ibericus</i>	1	<i>Sturnus unicolor</i>	11
<i>Pelophylax perezi</i>	23	<i>Suncus etruscus</i>	3
<i>Petronia petronia</i>	3	<i>Sus scrofa</i>	45
<i>Phoenicurus ochrurus</i>	9	<i>Sylvia atricapilla</i>	28
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	1	<i>Sylvia borin</i>	1
<i>Phylloscopus collybita</i>	15	<i>Sylvia undata</i>	1
<i>Phylloscopus trochilus</i>	3	<i>Sylvilagus varynaensis</i>	1
<i>Pica pica</i>	32	<i>Talpa Aquitania</i>	1
<i>Picus sharpei</i>	3	<i>Talpa occidentalis</i>	8
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	1	<i>Tarentola angustimentalis</i>	7
<i>Pleurodeles waltl</i>	34	<i>Tarentola mauritanica</i>	87
<i>Pluvialis apricaria</i>	1	<i>Testudo graeca</i>	1
<i>Podarcis bocagei</i>	4	<i>Timon lepidus</i>	46
<i>Podarcis muralis</i>	6	<i>Timon nevadensis</i>	2
<i>Podarcis vaucheri</i>	1	<i>Triturus marmoratus</i>	13
<i>Porphyrio porphyrio</i>	1	<i>Triturus pygmaeus</i>	11
<i>Psammodromus algirus</i>	183	<i>Troglodytes troglodytes</i>	7
<i>Psammodromus edwardsianus</i>	1	<i>Turdus merula</i>	150
<i>Psammodromus occidentalis</i>	1	<i>Turdus philomelos</i>	10
<i>Rallus aquaticus</i>	1	<i>Tyto alba</i>	6
<i>Rana ibérica</i>	3	<i>Upupa epops</i>	5
<i>Rana temporaria</i>	1	<i>Vanellus vanellus</i>	1
<i>Rattus norvegicus</i>	39	<i>Vipera latastei</i>	7
<i>Rattus rattus</i>	29	<i>Vipera seoanei</i>	4
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	1	<i>Vulpes vulpes</i>	132
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	2	<i>Zamenis longissimus</i>	3
<i>Salamandra salamandra</i>	160	<i>Zamenis scalaris</i>	114

Metodología para el Estudio y Análisis de la Mortalidad de Vertebrados en Infraestructuras de Transporte es el documento número 9 de la serie "Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte" que se elabora en el marco del grupo de trabajo sobre esta temática. Este grupo integra representantes de las administraciones de transporte y medioambiente de todas las comunidades autónomas y del Estado, depende de la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad y lo coordina la Subdirección General de Biodiversidad Terrestre y Marina, de la Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO).

En este nuevo libro se ofrece un conjunto de prescripciones técnicas y recomendaciones para mejorar la estandarización de la toma de datos en los seguimientos de mortalidad de fauna en las vías de transporte y el uso y alcance de la información recogida. Se muestran, asimismo, los resultados del proyecto SAFE (stop atropellos de fauna en España), llevado a cabo a iniciativa del MITECO y pionero en la evaluación de la mortalidad de fauna en carretera mediante transectos predefinidos de longitud conocida y ciencia ciudadana. El protocolo de toma de datos y el análisis de la información han sido llevados a cabo desde el ámbito científico y la coordinación y entrenamiento de los voluntarios ha estado a cargo de tres de las sociedades científicas más relevantes del país. Las estimaciones de mortalidad en vías de transporte permiten conocer su magnitud en el territorio nacional como paso previo y necesario al establecimiento de prioridades para su gestión.



GOBIERNO
DE ESPAÑA

VICEPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO

MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO

