



VNiVERSiDAD
D SALAMANCA

***CONTRiBVciONES AL ANÁLiSiS DE
MORTALiDAD DE VERTEBRADOS EN
CARRETERAS***

FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS Y AMBIENTALES

DEPARTAMENTO DE BiOLOGÍA ANIMAL, PARASITOLOGÍA, ECOLOGÍA,
EDAFOLOGÍA Y QVÍMICA AGRÍCOLA

ÁREA DE ZOOLOGÍA

TESiS DOCTORAL
SALAMANCA 2011

Autor: Víctor Javier Colino Rabanal

Directores: **Salvador Peris Álvarez**

Miguel Lizana Avia



VNiVERSiDAD
D SALAMANCA

Miguel Lizana Avia, Profesor Titular, y **Salvador José Peris Álvarez**, Catedrático de Universidad del Departamento de Biología Animal, Parasitología, Ecología, Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Salamanca

INFORMAN

que la Tesis Doctoral titulada “**Contribuciones al análisis de mortalidad de vertebrados en carreteras**”, presentada por **Víctor Javier Colino Rabanal** para optar al grado de Doctor se encuentra en disposición de ser defendida públicamente ante el tribunal correspondiente.

Fdo: El director de la Tesis Doctoral

Fdo: El director de la Tesis Doctoral

Dr. Miguel Lizana Avia

Dr. Salvador Peris Álvarez

Fdo: El doctorando

Víctor Javier Colino Rabanal

Agradecimientos

...y por fin los agradecimientos, la última parte de cualquier trabajo pero que siempre va al principio porque sin la participación de muchos anónimos ningún barco llega a su Ítaca.

Si ahora mismo me pusiera a nombrar a todos aquellos que colaboraron en este trabajo estoy seguro de que completaría más folios que los que siguen a continuación...

Gracias Miguel, gracias Salvador, gracias Salvador, gracias Miguel. Por muchas cosas, pero sobre todo por algo que tiene un infinito valor pero que no tiene precio: darme la oportunidad de hacer lo que más me gusta, y eso es hacer muchísimo.

Gracias a todos aquellos que trabajan para que los animales de dos patas aprendan a convivir con los que tienen cuatro. A los que aportaron su granito, a veces una montaña, de información que sirvió para realizar el trabajo. De algunos conozco sus voces, de otros sus cartas pero de los que mejor recuerdo me llevo es de aquellos de los que conozco sus caras. Gracias a los Subsectores de Tráfico de la Guardia Civil de Burgos, León, Palencia, Salamanca, Segovia, Valladolid y Zamora. A las Jefaturas Provinciales de Tráfico de la DGT en Ávila, Palencia, Salamanca, Soria y Zamora. A los Servicios Centrales de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León en Valladolid y los Servicios Territoriales en Zamora, León y Salamanca. A los Servicios Territoriales de la Consejería de Fomento de la Junta de Castilla y León en Zamora y León. A la Unidad Provincial de Carreteras del Ministerio de Fomento en Zamora. Al Observatorio Nacional de Seguridad Vial de la Dirección General de Tráfico, en Madrid. Y a la Comandancia General de la Guardia Civil de Tráfico en Madrid. Una mención especial merecen Fernando Domínguez de la DGT de Soria y posiblemente los guardias civiles más amables del mundo, los de Zamora. Mis bichos bien, gracias.

Gracias a Silvia, Patri y los antropos Rober y Mache por todo lo que habéis currado en la tesis. Por hacer que mi convivencia con la estadística haya pasado del odio a una relación floreciente, gracias a Carmelo.

Gracias a toda esa gente de la que estoy aprendiendo tanto y que me hacen más alegres mis días en esa quinta planta de la Facultad de Farmacia que nos une. A Rober, por darnos todos los días una auténtica lección de lo que es luchar por lo que uno quiere. A Manu, por haberme enseñado tantas y tantas cosas (todo bueno menos el Atlas de Marruecos). A la Merijou, por tener siempre la palabra adecuada en el momento justo y por su eterna sonrisa en la boca. A mi Machecita, por hacerme bonitos muchos días y muchas comidas, y, por supuesto, por el toque de glamour que le da al depar. A Javi Mcloure, y no sólo por las Supermodelo. A Teresuki, por cuidar de todos y aguantarnos todos los santos días. A Patri, por su amor por los colores y a Laurita, que espero cambie de coche pronto y me regale el suyo. A Gonzalín, la alegría en persona; fdo: tu ovejo merino. A Moisés, por sus cañitas aunque sigo pensando que los ciclistas pueden ir más rápido. A Dolores, por Fernando Delgadillo. A Solange, porque nos falamos portugués muito bem e gostamos imenso de estudar os atropelhos dos animais. A Pablo, por siempre venir cargado de información. A los bichólogos Miguel, Oli, Fran...

A Rocío y Mari José, porque me reciben todas las mañanas con una sonrisa. A Sheila, Tamara, Javi, Tito y Chema por esos tan importantes pinchos de tortilla sin cebolla y ese café que me permite estar en pie muchos días.

Y ahora toca a todas aquellas personas que tienen parte de mí pero que yo tengo bastante más de ellos. Gracias a mis ambientólogos, a mi gente, a esos que echo tanto de menos y que han tenido que buscarme tantas y tantas veces, muchas veces sin éxito. A mi trío, a Are, a Juanki y a Garci por los mejores años. Pero no me olvidaré ni mucho menos de Debbie, Cris, Laura, Patri, Anita, Estela, Amaya, Fati, a mi Rizos favorita, a Eva, Charne, Kawy, Julián... puff no voy a seguir que no termino. Ya somos otros, ya somos más viejos. ¡ Qué de cartas desde el extranjero, besos, recuerdos ¡.

A mis zamoranos favoritos, cada vez con más frecuencias sólo nos queda el merlú, a Jesús (este año subimos), a Cánovas (por tantas y tantas cosas, cuantos años), a Willy (cuidadín con la tarima), a Lobito (como pasa el tiempo, la próxima en Triana), a Ana, Sara, Bea, Quique... A Vicky y a Inma, posiblemente porque sin ellos no estaría donde estoy. A Pedro, Dani y Manu por haberme aguantado bajo las mismas paredes. A Claudio por sus canciones. Y tantas y tantas caras que me dejo en el tintero.

Y en general gracias a todos aquellos que dieron su vida tras el Dorado para que otros alcanzaran las estrellas, porque son esas y no otras las personas que me ayudan a levantarme todas las mañanas.

Gracias a Silvia, gracias por todas y cada una de las cosas que haces todos los días por mí, gracias por aguantarme, por escucharme horas y horas aunque aburra hasta al propio aburrimiento, gracias por esta siempre ahí al lado.

Pero sobre todo, ante todo y por encima de todo a toda mi familia, a mi madre, a mí tía y a mis abuelos, por ningún hecho en especial, simplemente por todo.

Hoy es siempre todavía.

“NO, EL PRIMER DEBER DEL HOMBRE NO ES DIFERENCIARSE,
ES SER HOMBRE PLENO, ÍNTEGRO,
CAPAZ DE CONSUMIR LOS MÁS DE LOS DIVERSOS ELEMENTOS
QUE VN ÁMBITO DIFERENCIADO LE OFRECE.
Y EL DEBER DE QUIEN QUIERA SE CONSAGRE A LA CIENCIA O EL ARTE
ES ESTIMAR SV OBRA MÁS GRANDE QUE ÉL MISMO
Y BVSCAR CON ELLA,
NO DISTINGUIRSE,
SINO LA INTENSIFICACIÓN MAYOR DE LA VIDA PROPIA
Y DEL MAYOR NÚMERO POSIBLE DE VIDAS AJENAS”

D. MIGUEL DE VNUMVNO Y JVGØ

LA DIGNIDAD HUMANA

Índice

I – Introducción.....	27
I.1. Impactos de las carreteras en el medio ambiente	32
I.1.1. Impacto sobre los medios acuáticos.....	36
I.1.2. Impacto sobre la calidad del aire.....	37
I.2. Impactos sobre la vegetación	38
I.3. Impactos sobre la fauna.....	41
I.3.1. Fragmentación del hábitat y pérdida de conectividad	42
I.3.2. La importancia de las cunetas.....	46
I.3.3. Contaminación acústica y lumínica.....	48
I.3.4. Ecotoxicología	49
I.3.5. Consecuencias del impacto de las carreteras sobre la fauna	50
I.4. Mortalidad por atropello	58
I.4.1. Consideraciones sobre metodología de estudio de mortalidad y fragmentación por carreteras.....	67
I.4.2. Los atropellos como fuente de información.....	68
I.4.3. Las colisiones con ungulados	69
I.4.4. Modelos de predicción de mortalidad de fauna por atropello.....	73
I.5. Medidas de mitigación destinadas a reducir el impacto de las infraestructuras lineales sobre la fauna	75
I.6. La ecología de carreteras en España.....	91
I.7. Bibliografía	95

II – Planteamiento de la tesis.....	129
III – Área y especies de estudio.....	137
III.1. Ubicación geográfica	139
III.2. Geología y relieve.....	140
III.3. Hidrología	142
III.4. Climatología.....	143
III.5. Pisos bioclimáticos. Series de vegetación	146
III.6. Usos de suelo.....	149
III.7. Diversidad faunística	150
III.8. Red de Carreteras de Castilla y León.....	155
III.9. Superficie ecológicamente afectada por carreteras	157
III.10. Especies de estudio	170
III.10.1. Jabalí - <i>Sus scrofa</i> Linnaeus 1758.....	170
III.10.2. Corzo - <i>Capreolus capreolus</i> Linnaeus, 1758.....	172
III.10.3. Ciervo - <i>Cervus elaphus</i> Linnaeus, 1758.	173
III.10.4. Lobo - <i>Canis lupus</i> Linnaeus, 1758.....	175
III.10.5. Zorro - <i>Vulpes vulpes</i> Linnaeus, 1758.....	177
III.10.6. Tejón - <i>Meles meles</i> Linnaeus, 1758.....	178
III.11. Bibliografía	179
IV – Materiales y Métodos.....	183
IV.1. Parámetros relacionados con el volumen del tráfico	188
IV.2. Información cartográfica básica y temática en soporte digital.....	189
IV.3. Software empleado y otros soportes informáticos	191
IV.4. Realización del SIG sobre atropellos en la red viaria de Castilla y León.....	192
IV.5. Resumen de la metodología seguida en cada uno de los capítulos	193
V – Resultados.....	197

V.1. Situación actual y evolución reciente de las colisiones de vehículos con fauna en Castilla y León.....	289
V.1.1. Introducción.....	202
V.1.2. Metodología.....	206
V.1.3. Resultados.....	207
V.1.4. Discusión	277
V.1.5. Bibliografía	285
V.2. ¿Hay relación entre colisiones de vehículos con fauna y ciclos lunares?.....	289
V.2.1. Introduction	292
V.2.2. Material and Methods	293
V.2.3. Results.....	295
V.2.4. Discussion	300
V.2.5. Bibliography.....	303
V.3. Diferenciación de las variables relacionadas con las colisiones vehículos-animal entre fauna doméstica y salvaje.....	305
V.3.1. Introducción.....	308
V.3.2. Metodología.....	308
V.3.3. Resultados.....	313
V.3.4. Discusión	320
V.3.5. Bibliografía	327
V.4. Factores relacionados con los atropellos de lobo <i>Canis lupus</i>	331
V.4.1. Introduction	334
V.4.2. Materials and methods.....	336
V.4.3. Results.....	343
V.4.4. Discussion	348
V.4.5. Bibliography	351
V.5. Identificación de patrones en las colisiones de vehículos con jabalíes mediante mapas auto-organizativos con objeto de mejorar el proceso de selección de las medidas de mitigación	357

V.5.1. Introduction	360
V.5.2. Methods.....	362
V.5.3. Results.....	367
V.5.4. Discussion	375
V.5.5. Bibliography.....	378
V.6. Identificación de umbrales de distancia a bosque en las colisiones ungulado-vehículo en dos escalas de trabajo	383
V.6.1. Introduction	386
V.6.2. Materials and Methods	388
V.6.3. Results.....	394
V.6.4. Discussion	399
V.6.5. Bibliography.....	402
V.7. Factores involucrados en la cuantía de los daños causados por las colisiones de vehículos con fauna silvestre:	407
V.7.1. Introduction	410
V.7.2. Material and methods	412
V.7.3. Results.....	418
V.7.4. Discussion	424
V.7.5. Conclusions	428
V.7.6. Bibliography.....	429
V.8. Posibilidades y limitaciones de las colisiones vehículo-animal incluidas en partes de accidente para mejorar el conocimiento sobre la distribución de varias tres especies de unguladosl	433
V.8.1. Introduction	436
V.8.2. Material and methods	438
V.8.3. Results.....	442
V.8.4. Discussion	448
V.8.5. Bibliography.....	451
V.9. Efectos de la autocorrelación, tamaño muestral y selección de pseudo-ausencias en la precisión de los modelos espaciales de	

distribución empleando datos de atropello para seis especies de diferentes requerimientos ecológicos.....	455
V.9.1. Introduction	458
V.9.2. Materials and Methods	461
V.9.3. Results.....	467
V.9.4. Discussion	473
V.9.5. Bibliography	478
VI – Discusión.....	479
VII – Conclusiones.....	479

Índice de tablas

Tabla 1. Densidades viarias de distintos países de acuerdo a los datos de la International Road Federation y de las World Road Statistics.	34
Tabla 2. Listado de especies de ictiofauna con algún grado de amenaza según las categorías de la UICN y del CNEA.....	151
Tabla 3. Listado de especies de herpetofauna (reptiles) con algún grado de amenaza según las categorías de la UICN y del CNEA.....	152
Tabla 4. Listado de especies de herpetofauna (anfibios) con algún grado de amenaza según las categorías de la UICN y del CNEA.....	152
Tabla 5. Listado de especies de ornitofauna con algún grado de amenaza según las categorías de la UICN y del CNEA.....	152
Tabla 6. Listado de especies de mastofauna con algún grado de amenaza según las categorías de la UICN y del CNEA.....	153
Tabla 7. Listado de especies recogidas en partes de CVA en Castilla y León para el período 1999-2006	210

Tabla 8. Resumen estacionalidad de las CVA	230
Tabla 9. Número de CVA de fauna por año y provincia para el período 1999-2006 ...	234
Tabla 10. Resultados de la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis de comparación de K muestras para evaluar la existencia de diferencias mensuales estadísticamente significativas.....	241
Tabla 11. Resultados de la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis de comparación de K muestras para evaluar la existencia de diferencias horarias estadísticamente significativas.....	243
Tabla 12. Número de CVA por provincia en función de su superficie y la longitud de su red viaria	248
Tabla 13. Puntos negros de CVA en la Provincia de Ávila.....	260
Tabla 14. Puntos negros de CVA en la Provincia de Burgos.....	261
Tabla 15. Puntos negros de CVA en la Provincia de León.....	262
Tabla 16. Puntos negros de CVA en la Provincia de Palencia	263
Tabla 17. Puntos negros de CVA en la Provincia de Salamanca.....	263
Tabla 18. Puntos negros de CVA en la Provincia de Segovia	264
Tabla 19. Puntos negros de CVA en la Provincia de Soria	264
Tabla 20. Puntos negros de CVA en la Provincia de Valladolid	265
Tabla 21. Puntos negros de CVA en la Provincia de Zamora	265
Tabla 22. Resumen de las características de los puntos negros según provincia	266
Tabla 23. Número de CVA por unidad de superficie para los espacios protegidos incluidos en la REN	269
Tabla 24. Número de CVA por unidad de superficie para los espacios protegidos incluidos en la Red Natura 2000	271
Tabla 25. Los veinte municipios castellano-leoneses con mayor número de CVA por unidad de superficie	276
Tabla 26. Los veinte municipios castellano-leoneses con mayor número de CVA en términos absolutos.....	277
Tabla 27. Variables introducidas y eliminadas en el análisis por el método Lambda Wilks de introducción por pasos.....	313
Tabla 28. Coeficientes estandarizados de las funciones discriminantes canónicas.....	314
Tabla 29. Matriz de estructura	314
Tabla 30. Funciones en los centroides	314

Tabla 31. Resumen jerarquizado por especie de las variables incluidas en los modelos de acuerdo al coeficiente estandarizado B obtenido en las regresiones logísticas. 315

Tabla 32. Variables estadísticamente significativas en la diferenciación de los parámetros implicados en los atropellos de las distintas especies estudiadas. Se incluye el λ marg, el valor de F y el p-valor. 317

Tabla 33. Main characteristics of the different types of roads within Castilla y Leon road network..... 337

Tabla 34. Traffic, landscape and human presence variables measured for both road-kill localities and random distributed control sites. Variables were grouped in three types of models: traffic parameters' model (TM), landscape parameters' models (LM), and anthropogenic influence parameters model (AM). Landscape variables were considered on three spatial scales using buffers of 1000, 2500 and 5000 metres 339

Tabla 35. Models tested to identify the predictors of road-kill sites. We generated five simple models. Each model contains traffic variables, surrounding landscape elements or variables indicating the degree of human presence. We evaluated landscape models on three spatial scales with buffers of 1000, 2500 and 5000 metres around the collision site. In addition, we evaluated some models that include multiple thematic variables 342

Tabla 36. Results of univariate comparisons of variables shown in Table 1 comparing 62 road-kill localities with 320 random sites in the road network..... 344

Tabla 37. Results of logistic regression models including rare event corrections generated to identify the spatial distribution in wolf-vehicle collisions. The models have been calibrated using observed and random points 345

Tabla 38. Comparison among models using the Akaike information criterion and area under the ROC curve (AUC) for both calibration and validation data 346

Tabla 39. Traffic, environmental and anthropogenic variables measured both wild boar-vehicle collision locations and a random distribution of the same number of points as control sites. 364

Tabla 40. Results of the unpaired t-test of comparison between the WBVC distribution and the random distribution of points for 15 explanatory variables. 368

Tabla 41. Results of logistic regressions for 15 groups obtained in the Kohonen's SOM. We could not perform the logistic regression for Cell 4-B because of the small sample size. The variables used in the models were those which showed significant differences from the random distribution. Model values for each logistic regression from the top to the bottom in the first column of the table are the p-value, the R^2 of Nagelkerke and the percentage of correct predictions by cross tabulating..... 373

Tabla 42. Description of the road network and the landscape associations in the area of study. The main characteristics of the different types of roads in the Castile and Leon road network are described in the top. Landscape associations included in the Atlas of Spanish Landscapes is showed in the bottom of the table. These associations are classified according to their location in the mountainous periphery or in the central plateau..... 390

Tabla 43. Distance threshold values to forest for the three ungulate species and for the different traffic volume intervals at local scale (two buffer sizes - 1000m. and 5000 m. - considered). Slopes and AICc values for the linear and the PRA models are also showed. The lowest value represents the most parsimonious model (in bold). We considered that the evidence for a threshold was high when AICc was lower for the PRA model, and the straight line slope before the threshold and the difference between slopes were significant. The key for the statistical significance in the table is: “*” p < 0,001; “^o”: p < 0.01; “⁺”: p < 0.05. 396

Tabla 44. Percentage of AVC occurred in the band between the threshold and the closer forest patch for the three ungulate species at the different traffic volume intervals for both scales. 398

Tabla 45. Lowess plots representing the relationship between distance to landscape association and number of AVC grouped 500-meter width bands at regional scale for the three species. The vertical straight lines indicate threshold values which are described in Table 4. The shaded zones show the standard error interval. 398

Tabla 46. Distance threshold values to landscape association edges for the three ungulate species at regional scale. Slopes and AICc values for the linear and the PRA models are also showed. The lowest value represents the most parsimonious model. We considered that the evidence for a threshold was high when AICc was lower for the PRA model, and the straight line slope before the threshold and the difference between slopes were significant. The key for the statistical significance in the table is: “*” p < 0,001; “^o”: p < 0.01; “⁺”: p < 0.05. 399

Tabla 47. Variables considered in the generalized additive models (GAM) with the abbreviations used in the text. As there are differences, we describe each variable in the two types of GAMs obtained: using AVC as individual items (AVC-GAM: AVC-1 and AVC-2) or using AVC hotspots (Hotspot-GAM). The variables that each model included are also indicated. 415

Tabla 48. Results of the three GAMs with the generalized cross validation scores (GCV). In bold, the model with the lowest GCV, value which indicates the best fit, and the statistically significant variables included in the model. GCV values for AVC-1 models are shown separately for each species. In this case, significant variables are indicated by the order they occupy in the entry of the model. The notation of the level of significance for each variable is: “*” 0.001; “[^]”: 0.01; “[•]”: 0.05. 423

Tabla 49. A) The first two columns of the table include the total number of UTM grids with verified presence of species in ATLRMTE and the total number of positive grids obtained using the road kill dataset. The following three columns include the number of positive grids distributed among the three types of grids considered: ALRMTE_{grid}, ALRMTE+TR_{grid}, and TR_{grid}. The last column shows the increase in percentage of the known distribution for the species. To compare the effect of grids at the edge, the table includes the two values for all variables: left and larger, the number without considering border grids, and in brackets the values incorporating all grids. B) Number of collisions reported for the three study species, differentiating between those that occurred in grids included in ALRMTE and those that occurred in grids without previous known presence. 443

Tabla 50. Non-parametric Kruskal-Wallis tests to identify differences among the three types of grids considered with respect to the topographical, land use and traffic variables. The four variables with the highest statistical values are shown in bold. ... 444

Tabla 51. Fitted parameters of the multinomial logistic regression models describing the relationship between the three types of grids considered. $ALRMTE_{grid}$ is the reference category. 446

Tabla 52. Unpaired t-test comparing traffic and road variables between road-kills and control sites. Univariate regression was used for road fencing presence. 465

Tabla 53. Comparison between AUC values from spatial distribution models obtained using two ways of partitioning a larger presence dataset in two subsets used as training and test data (at random or with a stratified sampling based on spatial filters) in order to check the effects of the spatial-autocorrelation in model performance when training and test data are not truly independent. Two-tailed Wilcoxon rank test, paired by the selection criterion, was the statistical analysis used. Wolf and badger were not analyzed because of the small sample size. 470

Índice de figuras

Figura 1. Orden de prioridades en las actuaciones para la minimización de los impactos de las infraestructuras lineales sobre la biodiversidad..... 77

Figura 3. Ubicación geográfica de la Comunidad de Castilla y León 139

Figura 4. Modelo digital del terreno de la región..... 141

Figura 5. Distribución espacial de los principales ríos en Castilla y León. 143

Figura 6. Mapa de temperaturas medias para Castilla y León. Elaborado a partir de la capa en formato raster elaborada por TRAGSA para el conjunto nacional. 145

Figura 7. Mapa pluviométrico de Castilla y León. Elaborado a partir de la capa en formato raster elaborada por TRAGSA para el conjunto nacional. 146

Figura 8. : Mapa de Series de Vegetación de Rivas Martínez..... 147

Figura 9. Mapa de usos de uso resultante del proyecto CORINE Land Use 150

Figura 10. Distribución de la riqueza específica en cuadrículas UTM 10 x 10 para los distintos grupos faunísticos de acuerdo a los Atlas de fauna editados por el Ministerio de Medio Ambiente..... 154

Figura 11. Mapa de la Red Viaria de Castilla y León..... 157

Figura 12. Mapa de la red viaria de Castilla y León sobre los tipos de paisaje. La descripción de las diferentes asociaciones de paisaje puede encontrarse en el capítulo de 6 de resultados	161
Figura 13. Mapa de Tipos de Paisaje clasificados por su % de superficie afectada por carreteras	166
Figura 14. Densidad de carreteras en cada asociación de tipos de paisaje en Castilla y León	167
Figura 15. Relación entre superficie y carreteras de alta capacidad en las asociaciones de tipos de paisaje en Castilla y León	168
Figura 16. Relación entre superficie y superficie ecológicamente afectada para cada asociación de tipos de paisaje expresado en porcentaje	169
Figura 17. Evolución anual del número de CVA en Castilla y León para el período 1998-2006	208
Figura 18. Evolución mensual del número de CVA en Castilla y León para el período 1999-2006.....	208
Figura 19. Periodograma de frecuencias para las CVA en Castilla y León para el período 1999-2006.....	209
Figura 20. Distribución de los atropellos de fauna en Castilla y León para el período 1999-2006 según se deban a fauna salvaje o doméstica.....	211
Figura 21. Evolución temporal de los atropellos según el grupo considerado y matriz de similitudes entre los diferentes grupos	212
Figura 22. Distribución de los atropellos de fauna en Castilla y León según la especie involucrada	213
Figura 23. Incidencia mensual de los atropellos de fauna en Castilla y León para el período 1999-2006.....	214
Figura 24. Distribución semanal de los atropellos en Castilla y León para el período 2002-2006.....	215
Figura 25. Distribución horaria de los atropellos de fauna en Castilla y León para el período 2002-2006.....	216
Figura 26. Distribución horaria de los atropellos de fauna en Castilla y León según momento del año y en relación a la salida y puesta de sol	217
Figura 27. Evolución mensual de las cuatro especies silvestres más atropelladas en Castilla y León para el período 2002-2006. Se muestra el ajuste de la recta de regresión calculada para cada caso.	219
Figura 28. Periodogramas de frecuencias para las especies silvestres estudiadas	220
Figura 29. Distribución mensual de los atropellos de las principales especies silvestres recogidas en partes de accidentes en Castilla y León para el período 2002-2006.....	222
Figura 30. Distribución horaria de los atropellos de las principales especies silvestres recogidas en partes de accidentes en Castilla y León para el período 2002-2006.....	223

Figura 31. Distribución provincial de los atropellos de las principales especies silvestres recogidas en partes de accidentes en Castilla y León para el período 2002-2006.....	225
Figura 32. Evolución anual de los atropellos de las principales especies silvestres recogidas en partes de accidente para el período 1999-2006.....	226
Figura 33. Distribución mensual de los atropellos de las principales especies domésticas recogidas en partes de accidentes en Castilla y León para el período 2002-2006.....	228
Figura 34. Distribución horaria de los atropellos de las principales especies domésticas recogidas en partes de accidentes en Castilla y León para el período 2002-2006.....	229
Figura 35. Análisis de correspondencias entre especies y meses. La tabla asociada recoge los valores de los eigenvalues y la varianza explicada por los dos ejes.....	231
Figura 36. Distribución provincial de los atropellos de las principales especies domésticas recogidas en partes de accidentes en Castilla y León para el período 2002-2006.....	232
Figura 37. Evolución provincial de las CVA en Castilla y León para el período 1999-2006	233
Figura 38. Gráfico box-plot de los porcentajes de atropellos de fauna según provincias para el período 1999-2006	234
Figura 39. Evolución mensual de los atropellos de fauna según provincia para periodo 1999- 2006.....	236
Figura 40. Periodograma de frecuencias para los atropellos de fauna según provincia para el período 2002-2006	238
Figura 41. Distribución mensual de los accidentes con fauna recogidos por la Guardia Civil de Tráfico según provincia para el período 2002-2006.....	240
Figura 42. Distribución mensual por provincias de los accidentes con fauna involucrada y recogidos por la Guardia Civil de Tráfico en Castilla y León para el período 2002-2006....	241
Figura 43. Distribución horaria de los atropellos de fauna según provincia para el período 2002-2006.....	242
Figura 44. Contribución de cada especie al total de atropellos de cada provincia de la región.....	245
Figura 45. Análisis de correspondencias provincias-especies atropelladas. La tabla asociada recoge los valores de los eigenvalues y la varianza explicada por los dos ejes	247
Figura 46. Análisis jerárquico de las relaciones entre provincias según la composición de atropellos por especie	247
Figura 47. Distribución espacial de las CVA en Castilla y León para el período 2002-2006, diferenciándose por silvestres (en círculos) y domésticos (en triángulos).....	249
Figura 48. Densidad de atropellos de fauna salvaje en Castilla y León para el período 2002-2006.....	250
Figura 49. Densidad de atropellos de fauna doméstica en Castilla y León para el período 2002-2006.....	251
Figura 50. Distribución espacial de las CVA de jabalí en Castilla y León para el período 2002-2006.....	252

Figura 51. Densidad de atropellos de jabalí en Castilla y León para el período 2002-2006	253
Figura 52. Distribución espacial de las CVA de corzo en Castilla y León para el período 2002-2006	254
Figura 53. Densidad de atropellos de corzo en Castilla y León para el período 2002-2006	255
Figura 54. Distribución espacial de las CVA de ciervo en Castilla y León para el período 2002-2006	256
Figura 55. Densidad de atropellos de ciervo en Castilla y León para el período 2002-2006	257
Figura 56. Distribución espacial de las CVA de lobo en Castilla y León para el período 2002-2006	258
Figura 57. Distribución espacial de las CVA de zorro en Castilla y León para el período 2002-2006	259
Figura 58. Comparación provincial del número anual de CVA en los puntos negros seleccionados	267
Figura 60. Número de CVA de fauna en la Red de Espacios Naturales de la Comunidad de Castilla y León para el período 2002-2006 en relación a su superficie	270
Figura 61. Número de CVA de fauna en los Espacios de la Red Natura 2000 en la Comunidad de Castilla y León para el período 2002-2006 en relación a su superficie	274
Figura 62. Número de CVA por municipio de la Comunidad de Castilla y León para el período 2002-2006 relativizado a la superficie del mismo	275
Figura 63. Distribution in percentage of AVC occurrence for the four species and during the four periods: night, dusk, down and daylight	296
Figura 64. Distribution of the daily percentage of AVC by lunar phase in relation to the whole lunar cycle and grouped by year: new moon (N.M.), first quarter (F.Q.), full moon (F.M.), last quarter (L.Q.)	297
Figura 65. Relationship between observed and expected values of AVC for each month and each lunar phase: new moon (N.M.), first quarter (F.Q.), full moon (F.M.), last quarter (L.Q.)	298
Figura 66. Relationship between observed and expected values of AVC in relation the level of brightness for the four species. The level of brightness was grouped in four categorical groups: no brightness O.B. (0), low L.B. (1-3), medium M.B. (4-6), and high H.B. (7-9). In brackets the levels of brightness (a total of 10) for each categorical group	299
Figura 67. Gráfico biplot de especies-variables explicativas resultante del Análisis Canónico Correspondencias para el conjunto de especies, tanto salvajes como domésticas, con un mayor número de atropellos registrados	318
Figura 68. Distribución índice carreteras y de los atropellos tanto para especies domésticas como silvestres expresadas en cuadrículas UTM 10x10	319
Figura 69. Location of the study area. White points indicate wolf road-kill localities in the Castilla y Leon road network from 2001 to 2007. Data were obtained from reports by traffic safety and environmental authorities	336

Figura 70. Receiver Operating Characteristic (ROC) curves obtained for each model with both a- calibration. b- validation data 347

Figura 71. Temporal distribution of wolf-vehicle collisions: a- months. b- times of the day 348

Figura 72. The area of study, Castilla y León, Spain. Wild boar-vehicle collision localities during the 2005-2006 periods are represented by points on a regional map. It can be seen how the collisions are concentrated on segments on the main roads..... 363

Figura 73. Distribution of the 2347 WBVC included in the neural network among the 16 cells of the 4x4 matrix. The thickness of the barriers inside the matrix is proportional to the distance between adjacent cells..... 369

Figura 74. Distribution of the values of the variables among the cells in the 4x4 matrix. Each matrix in the figure shows the distribution of one of the variables included in the neural network. Each cell includes, at the top, the average value of the variable for the WBVC classified in that cell. The lower value is the weight of the variable in that cell obtained by Kohonen’s algorithm. The grey scale indicates how the cell value differs from the average obtained for the total of cells. The amplitude of each range is a standard deviation..... 370

Figura 75. Cluster obtained by Ward linkage method which shows the relationships among the patterns generated by the neural network..... 372

Figura 76. Spatial distribution of the WBVC grouped in each cell of the 4x4 matrix represented on a regional map 374

Figura 77. ROC curves for the logistic models contained in the 4x4 matrix and obtained using the groups formed by the SOM..... 375

Figura 78. Location of the Castile and Leon region, situated in the north of Spain. The map in the right side shows the landscape association cartography included in the Atlas of Spanish Landscapes. The map key is: Northern mountain masses (M); Iberian mountain masses (M); Atlantic and Subatlantic mountain masses (M); Mediterranean and Continental mountain masses (M); Basins and depressions (DB); Peneplains and foothills (PF); Open country (OC); Banks and meadows (LW); Interior plains (IP); valleys (V), Moors and mesas (MO); Iberian moorlands (MR); Gorges, ravines and narrow passes (.). In the bottom left corner the map shows the spatial distribution of the forest patches (in black) in the region. 389

Figura 79. Types of different relationships between two variables: a. linear, b., c., sigmoidal d. non-linear with a threshold. Whereas the response in a. is linear, in the other three is not linear. Within these three non-linear relationships, b. is gradual whereas in c. and d. is possible to identify thresholds. 392

Figura 80. Lowess plots representing the relationship between distance to forest and number of AVC grouped 50-meter width bands at local scale for the three species and for the different traffic volume intervals. The vertical straight lines indicate threshold values which are described in Table 44. The shaded zones show the standard error interval. All plots are referred to the 5000 m. scale because models are more parsimonious than the 1000 m. scale. 395

Figura 81. Lowess plots representing the relationship between distance to landscape association and number of AVC grouped 500-meter width bands at regional scale for the

three species. The vertical straight lines indicate threshold values which are described in Table 4. The shaded zones show the standard error interval. 398

Figura 82. An example of the use of distance thresholds to select during the road design the corridor of lowest probability of undergoing high rates of AVC between A and B. More intense gray indicates greater number of AVC. Forest patches are represented by a dotted plot. The map has been design to reduce AVC with roe deer according to the results showed in table 44. We have not considered other possibilities as deforestation to design a straighter route. Although the final decision depends on the mixture of economical and environmental criteria, these distance thresholds should be taken into account. The same procedure is valid at regional scale with the landscape associations during the road network planning..... 400

Figura 83. Diagram of the process followed to obtain the forecast maps of potential economic damages caused by AVC in the study region. We started from an AVC data set with the spatial location and the economic costs. We modeled the spatial variables in relation to AVC costs using GAMs. From GAM results and AVC density maps (in this case, as we had the economic costs only for a fraction of the AVC occurred, we used another dataset which included all traffic reports for the period 2002-2009) we obtained the forecast maps for the main species involved in AVC (wild boar, roe deer, and red deer). These species maps were integrated in a unique regional map of potential economic damages. 418

Figura 84. Variations the economic costs per AVC (in Euros) in relation to the three main species involved in AVC in the study region. 419

Figura 85. Variation in the economic costs per AVC (in Euros) in relation to the type of vehicle involved in the AVC. 420

Figura 86. a- Variations in average costs per AVC in relation to the type of road and the species involved. Total values were also considered. Bars indicate \pm one standard error. b- Proportion of AVC resulting in human damages expressed in percentage in relation to the type of road and the species involved..... 421

Figura 87. The effect of the average vehicle speed on the quantity of the total economic damages caused by AVC with 95% confidence intervals (dotted lines) as estimated by a six-variable GAM. Each graph corresponds to: a- total; b- wild boar; c- roe deer; d- red der. 424

Figura 88. Map of the Regional Community of Castile and Leon, northern Spain. The 10 x 10 kilometre UTM grid used in the study is overlaid on the map. 438

Figura 89. Spatial distribution of the three study species: A) wild boar; B) roe deer; C) red deer, according to both the ALRMTE published in 2007 and the traffic reports published between 2002 and 2008. The grids included in ALRMTE are represented in solid grey. New grids of presence based on traffic report are represented by grey points on a white background..... 442

Figura 90. Box-plots show the statistical distributions of the four variables with the highest χ^2 value in the non-parametric Kruskal-Wallis test for TR_{grid} (category 1), $ALRMTE+TR_{grid}$ (2), and $ALRMTE_{grid}$ (3). Each row shows: A) wild boar; B) roe deer; C) red deer. With the exception of the percentage of forest in both roe deer and red deer, most of the variables indicate an increasing or decreasing gradient from TR_{grid} to $ALRMTE_{grid}$ 445

Figura 91. Curves showing the accumulation percentage of grids with presence identified along the study period. The curves were computed using three methodologies: A) the annual data ordered according to a decreasing number of positive grids; B) the average curve, obtained by randomising the input of annual data and developing 100 permutations; C) the annual data ordered according to a chronological sequence..... 447

Figura 92. Diagram of the process followed in this study to test the effects of autocorrelation, sample size and background data on the accuracy of the spatial distribution models based on reported road-kills. Firstly, data were divided in two ways, at random and with a stratified selection, to identify changes in model performance due to spatial correlation. In each division, we obtained 10 models for each sample size. Each sample was modelled using three background datasets to check the effects of using different pseudo-absence datasets. 466

Figura 93. AUC values, obtained from 10 models, for each kind of background dataset (UNIF – dashed line; REST – solid black line; SOMBK – grey line) by sample size category. a- wild boar; b- roe deer; c-red fox; d-roe deer. Data used for calibration and validation were selected by random partition. 468

Figura 94. AUC values, obtained from 10 models, for each kind of background dataset (UNIF – dashed line; REST – solid black line; SOMBK – grey line) by sample size category. a- wild boar; b- roe deer; c-red fox; d-roe deer; e-wolf; f- badger. Data used for calibration and validation were selected by stratified sampling with a spatial filter. 469

Figura 95. Predicted probability of wild boar presence, with darker shades indicating higher probabilities, obtained as a 10-model average of 100 presences each and modelled using three background datasets: a- uniformly selected at random, b-rest of road-kills as target group c-obtained with SOM. d- best model obtained with white dots representing the road-kill spatial distribution. Model performance improved with the target-group as pseudo-absence..... 471

Figura 96. Predicted probability of roe deer presence, with darker shades indicating higher probabilities, obtained as a 10-model average of 100 presences each modelled using three background datasets: a- uniformly selected at random, b-rest of road-kills as target group c-obtained with SOM. d- best model obtained with white dots representing the road-kill spatial distribution. Model performance improved with the uniformly distributed at random background data. 472

Figura 97. Predicted probability of red deer presence, with darker shades indicating higher probabilities, obtained as a 10-model average of 100 presences each modelled using three background datasets: a- uniformly selected at random, b-rest of road-kills as target group c-obtained with SOM. d- best model obtained with white dots representing the road-kill spatial distribution. Model performance improved with the pseudo-absence dataset obtained from SOM. 473

Figura 98. Distribución espacial de las colisiones vehículo-animal para la Región de Castilla y León y el Estado de Nueva York ¡Error! Marcador no definido.



*“Ítaca te dio el bello viaje.
Sin ella no habrías emprendido el camino”*

CONSTANTINO KAVAFIS

I – Introducción



I ntroducción

La red viaria constituye uno de los pilares sobre los que se asienta una sociedad moderna basada en la movilidad y en la comunicación. El mantenimiento de nuestra forma de vida requiere, entre otras cosas, de un flujo continuo de materiales y productos que permitan satisfacer la demanda de bienes y servicios. Dentro de un contexto mundial cada vez más globalizado y especializado, la producción de estos bienes puede tener lugar a centenares de kilómetros de la ubicación de las materias primas necesarias, y los centros de producción, a su vez, situarse alejados de los destinos finales de consumo. Además las personas realizamos en nuestras actividades cotidianas y ocasionales desplazamientos cada vez más largos. Todo ello exige la construcción, mantenimiento y mejora continua de una densa red de infraestructuras de transporte, especialmente viarias, que canalicen los flujos de seres humanos y mercancías.

Sin embargo, junto a la importante función que desempeñan, las carreteras constituyen uno de los elementos antropogénicos que provoca una mayor alteración sobre la matriz paisajística y sobre los seres vivos que la habitan. De hecho, las carreteras y otros corredores de servicios aparecen comúnmente citados entre las principales amenazas a la biodiversidad, como queda reflejado en la clasificación taxonómica realizada por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) en colaboración con el Conservation Measures Partnership (CMP) (Salafsky *et al.* 2008). De las 11 categorías principales consideradas, una de ellas, la cuarta, está dedicada exclusivamente a las infraestructuras lineales. Pero además, junto a los impactos directos, las infraestructuras están estrechamente ligadas a otras actividades también recogidas en dicha clasificación como serias amenazas a la biodiversidad. La expansión de las áreas residenciales y comerciales (cat. 1), la necesidad de mejorar el acceso a zonas de cultivo (cat. 2), a los puntos de extracción de recursos minerales, energéticos (cat. 3) o forestales (cat. 5), requieren de la construcción de nuevas infraestructuras viarias. Además, una vez en funcionamiento, las nuevas vías facilitan la accesibilidad al medio, lo que indirectamente induce a nuevas actividades que también pueden afectar a la biodiversidad, como por ejemplo, un incremento de las molestias humanas (cat. 6), o un mayor riesgo de



incendios (cat. 7). Todas estas actividades favorecen la destrucción, fragmentación y alteración de los hábitats, las principales causas de la crisis de biodiversidad actual.

Además, aunque no profundizaremos en esta problemática, conviene recordar que las emisiones del transporte constituyen aproximadamente el 25% del CO₂ emitido por las actividades antropogénicas. El incremento en la troposfera de la concentración de CO₂, junto al de otros gases de efecto invernadero, es responsable de la mayor parte del calentamiento global observado durante la etapa industrial. Actualmente el ascenso de temperaturas se sitúa en torno a unos 0,8° C, pero las proyecciones realizadas estiman un incremento de entre 1,1 °C y 6,4 °C para el año 2100 en función del escenario futuro de emisiones que tenga lugar (IPCC 2007). Este calentamiento conllevará importantes variaciones en los regímenes regionales de precipitaciones y temperaturas, con el consecuente impacto sobre las distribuciones de fauna y flora (Araújo & Rahbek 2006). Así, ya se tiene constancia de cambios en la fenología y fisiología de los organismos, el rango de distribución de las especies, en la composición y en las interacciones entre comunidades, y en la estructura y dinámica de los ecosistemas (Peñuelas & Flella 2001, Walther *et al.* 2002). La atribución de un hecho específico al calentamiento global no es sencilla: las tendencias climáticas regionales no tienen por qué seguir las tendencias globales; además, los fenómenos que actúan a menor escala influyen en mayor medida en los cambios a corto plazo en los procesos biológicos. Sin embargo, meta-análisis realizados con diversos grupos taxonómicos muestran comportamientos esperables en un contexto de incremento de temperaturas no explicable por la propia variación natural (Parmesan & Yohe 2003, Rosenzweig *et al.* 2008). No todos los grupos responden de la misma forma. Los anfibios parecen ser el grupo que más han adelantado su periodo reproductivo. No obstante, actualmente las diferencias latitudinales en las respuestas al cambio global que pudieran esperarse aun no pueden identificarse con claridad (Parmesan 2007). Estas diferencias en las respuestas pueden suponer cambios importantes en las interacciones interespecíficas y en las cadenas tróficas (Parmesan 2006, Harmon *et al.* 2009). La afección real a la biodiversidad en los escenarios futuros dependerá no sólo dependerá de la ecología de cada especie en lo referente a sus nichos ecológicos y su capacidad de dispersión, sino también de las propias interacciones entre especies y de las tendencias actuales macro y micro-evolutivas (Lavergne *et al.* 2010). Los cambios en los patrones de distribución podrían hacer que ciertas especies pudieran verse completamente desplazadas fuera de las reservas si éstas se definen siguiendo las metodologías actuales de selección de las áreas protegidas (Araújo *et al.* 2004). Por tanto, es evidente que deben desarrollarse mecanismos que permitan la inclusión del dinamismo de las especies y de las actividades humanas en los planes y programas de conservación de la biodiversidad (Pressey *et al.* 2007). El cambio climático además favorece la irrupción de enfermedades que pueden incluso provocar la extinción de especies (Pounds *et al.* 2006). Hay buenas prácticas, como



la mejora del firme, que disminuyen el consumo de combustible y las emisiones de CO₂ (Bartholomeu & Caixeta 2009).

En este contexto de incremento continuo del transporte de personas y mercancías en superficie, pero a la vez mayor preocupación por las cuestiones ambientales y la conservación de la biodiversidad, surge la ecología de carreteras. Esta disciplina se centra en la identificación y cuantificación de los impactos causados por las carreteras así como la propuesta y evaluación de la efectividad de las medidas mitigadoras orientadas a paliar dichas afecciones. Los estudios sobre la relación ambiente-carreteras se remontan a los años 20 del pasado siglo. Para Forman *et al.* (2003) la ecología de carreteras puede definirse como la disciplina que “explora la relación entre el medio natural y el sistema de carreteras”. Otra definición también acertada es la del Western Transportation Institute de la Montana University State que la define como “el estudio de las complejas interacciones entre carreteras y ambiente sobre diferentes escalas en el espacio y en el tiempo”. Se trata de una disciplina eminentemente aplicada que trata de buscar formas social y económicamente adecuadas para minimizar los impactos de los sistemas viarios en los suelos, el aire, el agua, la flora y la fauna. Para tal fin, en el caso de la flora y la fauna la ecología de carreteras incorpora métodos y conocimientos propios de otras disciplinas como la ecología del paisaje, la biología de la conservación, o la biología de las especies.

Las investigaciones en la materia se han multiplicado en los últimos años, con nuevos centros y grupos de investigación repartidos por diferentes puntos del mundo. Hay centros de referencia pioneros como el Road Ecology Center de la Universidad de California en Davis, o el Western Transportation Institute de la Universidad Estatal de Montana. Una recopilación del conocimiento generado en materia de ecología de carreteras se ha publicado tanto por medio de monografías temáticas (Spellerberg 2002, Forman *et al.* 2003, Davenport & Davenport 2006), como también en forma de revisiones en revistas científicas (Forman & Alexander 1998, Spellerberg 1998, Trombulak & Frissell 2000, Coffin 2007) o informes de organismos oficiales (National Research Council 1997). La mayor parte de los estudios sobre ecología de carreteras se han centrado en los mamíferos (un 53%), seguido de aves, anfibios y reptiles. En torno al 20% se han centrado en varios de estos grupos. Los estudios se han hecho predominantemente en América del Norte (51%), Europa (25%) y Australia (17%) (Taylor & Goldingay 2010).

Además se han creado diversos grupos de trabajo en ecología de carreteras. En Europa la Infra Eco Network Europe (IENE) se constituyó en 1996 impulsada por la División de Carreteras e Ingeniería Hidráulica de los Países Bajos y tuvo un papel destacado en el desarrollo de la Acción COST-341, momento en el cual se contaba con 21 países oficialmente afiliados a la red. Durante el periodo 1996-2003 se organizaron hasta 9 encuentros internacionales desde el IENE. Se ha reconstituido en 2008 con la celebración



de nuevos congresos y encuentros. En Norteamérica se organiza la International Conference on Ecology & Transportation (ICOET) también desde el año 1996, con periodicidad bianual y de la que ya se han celebrado 8 encuentros. También desde asociaciones de carreteras o de transporte como la World Road Association (PIARC) o el Transportation Research Board (TBR) se trabaja en esta línea. Aparte de estos grandes eventos internacionales, ya hay grupos y reuniones de ámbito nacional que con carácter específico están dedicados a la ecología de carreteras, como en Brasil.

Pero el trabajo en ecología de carreteras no sólo se ha circunscrito al campo de la investigación si no que se ha plasmado en diferentes acciones políticas. Así, a partir del IENE, y con el apoyo de la Comisión Europea, se impulsó la Acción COST 341 sobre “la fragmentación de hábitats causada por las infraestructuras de transporte”. Se inició en 1998 y finalizó en torno a 2003. Contó con la participación de 16 países europeos. En cada uno se llevó a cabo una recopilación del conocimiento interno adquirido en la materia, así como el estado actual y la posible evolución futura del binomio redes de transporte-medio ambiente en el país. A partir de los informes elaborados por cada país participante se elaboró una revisión sobre la materia a nivel europeo (luell *et al.* 2003, Trocmé *et al.* 2003). En Estados Unidos la TEA 21 “Transportation Equity Act for the 21st Century”, promulgada en 1998 y continuada por la SAFETEA-LU “Safe, Accountable, Flexible, Efficient Transportation Equity Act: a Legacy for Users”, recoge como uno de los objetivos prioritarios la reducción de los impactos de las infraestructuras lineales sobre el medio.

En esta introducción vamos a hacer un breve repaso del estado actual de conocimiento en el campo de la ecología de carreteras. Antes de tratar específicamente la relación fauna-carreteras, se hará un pequeño resumen de las afecciones que éstas producen sobre el agua, el suelo o el aire y también se describirán los principales efectos sobre la vegetación. Ya dentro de la fauna se hará especial hincapié en las colisiones con fauna de gran porte y las medidas de mitigación que se han propuesto para reducir las.

I.1. Impactos de las carreteras en el medio ambiente

Una primera aproximación al estudio del impacto de las infraestructuras lineales sobre el medio ambiente puede realizarse desde el concepto de superficie ecológicamente afectada por tales infraestructuras. Si bien las infraestructuras lineales (carreteras, ferrocarriles, canales, tendidos eléctricos...) presentan características comunes también poseen particularidades que determinan que tanto los efectos cuantitativos como cualitativos sobre el medio circundante varíen de unas a otras. Así, por ejemplo, tanto canales como autovías suponen una barrera al movimiento de la fauna, pero el propio tránsito de vehículos en la autovía produce otras afecciones que son cuantitativa y cualitativamente



diferentes. Centrándonos en las vías de comunicación, las carreteras producen una ocupación física del suelo con la consecuente destrucción del hábitat (Forman 2000). Pero los efectos no se restringen exclusivamente a la zona de ocupación sino que también es posible identificar una banda de afección que se extiende decenas de metros más allá del borde de la calzada y cuya anchura varía en función del efecto estudiado y de las características topográficas, meteorológicas o de vegetación circundante (Forman & Deblinger 2000). Así, por ejemplo, en el entorno inmediato se han constatado pequeñas variaciones microclimáticas (Rosenberg *et al.* 1983); las partículas y otros efluentes disminuyen la calidad del aire en las proximidades de la vía; los cursos de agua que atraviesan estas rutas ven con frecuencia modificados su régimen hidrológico y su dinámica de sedimentación (Montgomery 1994); el ruido (Reijnen *et al.* 1995a), las luces (Liddle 1997) o el movimiento continuo de vehículos causan considerables molestias sobre la fauna acentuando el efecto barrera.

Una vez definidos y cuantificados los impactos de las carreteras, se puede calcular el área ecológicamente afectada por la red viaria de una región o de un país. Para tal fin, es preciso establecer una banda de afección cuya anchura venga dada por el impacto con efectos visibles a una mayor distancia del eje viario y que, además, sea aproximadamente continua. En este sentido, no todas las afecciones generan una banda continua en torno a la carretera (Forman & Deblinger 2000). El impacto que más se ha empleado para definir la anchura de la banda es la afección causada sobre las poblaciones de aves. Este criterio se fundamenta en estudios tales como el realizado en Los Países Bajos sobre el impacto de infraestructuras viarias sobre la comunidad ornítica, en la que se constató, tanto para praderas como bosques adyacentes a la vía, la existencia de una banda de afección dentro de la cual la densidad de individuos se reducía aproximadamente un tercio y el número de especies tendía también a disminuir. La distancia al borde de la calzada a la cual estos efectos eran aún visibles variaba en función de las intensidades de tráfico y en función del hábitat circundante, siendo mayor para praderas y tierras de cultivo. Para una velocidad media de 120 km/h, todavía se apreciaban efectos para la especie más sensible a 305 m en bosques y 365 m en praderas y cultivos para una densidad de tráfico de unos 10,000 vehículos al día (Reijnen 1995, Reijnen *et al.* 1995a, 1996). Se identificó al ruido como el agente responsable delimitador del área ecológicamente afectada puesto que molestias visuales o contaminantes resultaban ya imperceptibles a distancias menores (Reijnen *et al.* 1995 a b, Reijnen 1996). No solo se han demostrado menores densidades para las aves sino que también otros grupos como los mamíferos tienden a poseer números más bajos por unidad de superficie en una franja adyacente al asfalto de unos 100-200 m. de anchura a cada lado (Rost & Bailey 1979, Lyon 1983, Paquet & Callaghan 1996). También con pequeños mamíferos (Getz *et al.* 1978, Mader 1984), pero sus efectos se diluyen a distancias más cercanas que en el caso de las aves. Empleando estos parámetros, Forman (2000) estimó que el 15% de la superficie de Estados



Unidos (si exceptuamos Alaska) presenta un cierto grado de afección causado por la red viaria.

Por lógica la superficie afectada se correlaciona en buena medida con la densidad viaria (matizada por las velocidades e intensidades de tráfico). Dicha densidad varía enormemente de unos países a otros. Los países más desarrollados y con mayores densidades de población (i.e. Bélgica: 4,68 Km. vía/Km²; Japón: 3,18 Km. vía/Km²) presentan unos valores mucho más elevados que los países en vías de desarrollo (i.e. Birmania 0,04 Km. vía/Km²), con densidades de población muy bajas (i.e. Rusia: 0,05 Km. vía/Km²) o la combinación de ambos (i.e. Mauritania: 0,01 Km. vía/Km²) (Tabla 1). Hay otros factores como la distribución espacial de las principales poblaciones, el tipo de sistema urbano o la propia estructura de asentamientos humanos que también tienen un peso importante en la densidad viaria.

Tabla 1. Densidades viarias de distintos países de acuerdo a los datos de la International Road Federation y de las World Road Statistics.

País	Densidad de carreteras (Km. carretera/Km ²)	País	Densidad de carreteras (Km. carretera/Km ²)
<i>Arabia Saudí</i>	0,10	<i>Hungría</i>	1,95
<i>Australia</i>	0,11	<i>India</i>	1,12
<i>Austria</i>	1,28	<i>Irlanda</i>	1,35
<i>Bélgica</i>	4,68	<i>Islandia</i>	0,13
<i>Israel</i>	0,80	<i>Japón</i>	3,18
<i>Alemania</i>	1,81	<i>Luxemburgo</i>	1,12
<i>Argentina</i>	0,08	<i>Mauritania</i>	0,01
<i>Birmania</i>	0,04	<i>Mónaco</i>	38,50
<i>Brasil</i>	0,20	<i>Niger</i>	0,01
<i>Canadá</i>	0,14	<i>Noruega</i>	0,29
<i>Chad</i>	0,03	<i>Nueva Zelanda</i>	0,35
<i>China</i>	0,36	<i>Omán</i>	0,16
<i>Corea del Sur</i>	1,02	<i>Países Bajos</i>	2,83
<i>Costa Rica</i>	0,72	<i>Polonia</i>	1,19
<i>Dinamarca</i>	1,68	<i>Portugal</i>	0,90
<i>Eslovaquia</i>	0,99	<i>Reino Unido</i>	1,73
España	1,32	<i>República Checa</i>	0,70
<i>Estados Unidos</i>	0,66	<i>Rusia</i>	0,05
<i>Finlandia</i>	0,23	<i>Suecia</i>	0,48



<i>Francia</i>	1,81	<i>Suiza</i>	1,73
<i>Marruecos</i>	0,13	<i>Turquía</i>	0,55
<i>México</i>	0,18	<i>Vietnam</i>	0,49

En los países emergentes, el rápido crecimiento económico experimentado en las últimas décadas ha venido asociado a una también muy rápida expansión de las infraestructuras lineales. El Este de China presenta ya un nivel de fragmentación equiparable a las tradicionales regiones industrializadas de Europa y Norteamérica. La lucha contra la fragmentación es el principal reto para la conservación de las poblaciones de fauna y flora en estas áreas en crecimiento (Li *et al.* 2010). Los estudios realizados en China sobre el impacto de la red viaria a escala regional muestran que el desarrollo comporta una alteración de los patrones paisajísticos hacia usos de suelo más antrópicos (Liu *et al.* 2008).

Así, los países emergentes constituyen un reto, pero a la vez, una oportunidad para la incipiente rama de la ecología de carreteras. Las grandes regiones desarrolladas como Norteamérica, Europa o Japón construyeron sus grandes infraestructuras de transporte hace décadas, de tal forma que las principales afecciones al medio ya han sido realizadas. Estas obras se acometieron con anterioridad al surgimiento de la concienciación global por los problemas ambientales. Por el contrario, los países emergentes como China, India o Brasil, están ahora inmersos en un rápido proceso de desarrollo que conlleva la construcción de nuevas infraestructuras, pero en un contexto mucho más conservacionista en el que la comunidad internacional exige una compatibilización de desarrollo y conservación. La importancia de la incorporación de consideraciones ambientales en estos nuevos proyectos se acentúa si tenemos en cuenta que algunas de estas regiones son puntos calientes de biodiversidad, con un enorme patrimonio natural aun bien conservado que puede verse seriamente afectado. Así, en espacios como el Amazonas en Brasil o el Serengueti en África hay importantes proyectos de carreteras. El objetivo a perseguir es una buena integración de la planificación de infraestructuras y la conservación (Reid & Cabral de Sousa 2005).

Además, hay que tener en cuenta que las carreteras no se distribuyen de forma homogénea por el territorio sino que son el resultado de las interrelaciones entre los aspectos sociales, técnicos y ambientales. Así, la densidad viaria se incrementa con la densidad de edificios y en suelos con características geotécnicas propicias, mientras que la propiedad de la tierra no parece tener influencia alguna (Hawbaker *et al.* 2005).

No solo deben considerarse las vías principales puesto que la extensa red de carreteras secundarias puede tener también considerables impactos sobre la biodiversidad,



especialmente para aquellas especies con una capacidad de dispersión reducida (Saunders *et al.* 1991) o aquellas que requieren de amplias zonas interiores continuas (Andrien 1994).

La construcción de carreteras para acceder a nuevos yacimientos petrolíferos, al reducir los costos de transporte, favorece la comercialización de carne procedente de especies silvestres por comunidades indígenas. Este abaratamiento incrementa el número de potenciales clientes, lo que puede inducir a una mayor presión cinegética que afecte negativamente a las poblaciones de las especies cazadas (Suarez *et al.* 2009).

Ya hemos dicho que las infraestructuras lineales son uno de los elementos que más inciden en el medio ambiente puesto que se adentran en prácticamente todos los paisajes para canalizar los flujos de personas y mercancías. Pero también podemos enfocar esta relación desde otro punto de vista, entendiendo las carreteras y caminos como formas de acceso a la contemplación de los escenarios paisajísticos. En este sentido, tenemos una especie de paradoja heisenbergiana puesto que la misma construcción de carreteras supone una cierta modificación de un paisaje que luego, ya alterado, contemplamos desde la vía. La intensidad de la afección se incrementa con la capacidad del eje viario por lo que son las carreteras secundarias, más integradas en el paisaje y que constituyen una red de mayor densidad, los mejores accesos para la observación de los paisajes (Garre *et al.* 2009).

1.1.1. Impacto sobre los medios acuáticos

A escala paisajística la red viaria incide en la red hidrológica por medio de la alteración de los regímenes de inundación y de los flujos de sedimentos y detritus. Las carreteras pueden hacer variar la forma en la que la escorrentía superficial es evacuada de la cuenca de drenaje de tal forma que se incrementa el flujo pico. También se favorece los flujos de detritus por medio de deslizamientos asociados a las carreteras. Ambos procesos definen la dinámica de los fragmentos de hábitats riparios y acuáticos en los ecosistemas fluviales (Jones *et al.* 2000). La reapertura de pistas forestales incrementa la erosión y el transporte de sedimentos por escorrentía debido probablemente a la pérdida de cobertura vegetal. Se requieren decenas de años para recuperar los valores propios de áreas sin perturbación (Foltz *et al.* 2009). Además, la fragmentación causada por la pérdida de conectividad hidrológica debido a las carreteras incide en las comunidades faunísticas y florísticas de los estuarios. En los estuarios poco alterados se asienta un mayor número de especies de plantas, macroinvertebrados y peces de relevancia ecológica y económica. Sin embargo, en aquellos con un elevado grado de fragmentación se constata la presencia de especies más propias de otros regímenes hidrodinámicos (Valentine-Rose *et al.* 2007).



Por otro lado, el uso generalizado de sal en el mantenimiento invernal de las carreteras para derretir la nieve y evitar la formación de placas de hielo conlleva un incremento de las concentraciones de sales (Na^+ y Cl^-) en las masas y cursos de agua (Bubeck *et al.* 1971, van de Voorde *et al.* 1973, Ramakrishna & Viraraghavan 2005). En un río como el Mohawk en el Estado de Nueva York, la concentración de estos elementos se ha incrementado un 200% en 50 años (Godwin *et al.* 2003). En los arroyos atravesados por una carretera en los Adirondacks la concentración de cloruro fue hasta 30 veces superior aguas abajo, permaneciendo elevada hasta seis meses después de la aplicación de la sal (Demers & Sage 1990). Este proceso afecta a amplias áreas con cierto grado de desarrollo urbano y viario en las zonas de las latitudes medias en el Hemisferio Norte, tanto en Europa (Thunqvist 2004) como en el NE de Norteamérica donde los arroyos ya contienen un 25% de la salinidad del agua de mar. De continuar la creciente acumulación de cloruro, en este siglo se podrían alcanzar niveles de salinidad que harían no potable el agua y tóxica para la vida acuática (Kaushal *et al.* 2005). Con objeto de minimizar el problema se han desarrollado metodologías para cuantificar el grado de afección en los medios acuáticos basadas en el uso de los SIG y las cantidades medias de sal empleadas en cada tipo de vía (Thunqvist 2004). También se ha tratado de identificar posibles bioindicadores para monitorizar la concentración de sal en los cursos y masas de agua. La ausencia del anfípodo *Gammarus pseudolimnaeus* y la presencia de ninfas del plecóptero *Nemoura trispinosa* parecen buenos indicadores de niveles elevados de Cl^- (Williams *et al.* 1999).

La sal de carreteras también contamina los suelos en las inmediaciones de la vía (Hofstra & Smith 1984). Favorece la movilización de metales pesados por medio de la movilización de la materia orgánica (Amrhein *et al.* 1992). La sal también puede alterar el ciclo del nitrógeno en los suelos cercanos. El incremento de pH puede controlar la tasa de transformación microbiana del N. Además, se favorece por filtración la llegada de nitratos hasta los cursos de agua (Green *et al.* 2008a). A largo plazo, el incremento de pH por intercambio catiónico supone un incremento tanto de la solubilidad como de la mineralización de la materia orgánica (Green *et al.* 2008b). Incluso se tiene constancia de la liberación de mercurio retenido en sedimentos fluviales y lacustres (Feick *et al.* 1972). Si no se toman las medidas adecuadas, las pilas de almacenamiento de sal también pueden constituir un foco de contaminación (Werner & diPretoro 2006)

1.1.2. Impacto sobre la calidad del aire

Aparte de las emisiones de CO_2 , el transporte también es una de las principales fuentes de contaminantes nitrogenados. Contaminantes como el NO_2 o el NH_3 superan los niveles críticos hasta los 20 metros desde el borde de la calzada, favoreciendo las especies nitrófilas (Gadsdon & Power 2009). Otro problema importante lo constituyen las partículas.



Las partículas finas (menores a 100 nm) emitidas principalmente por los vehículos a motor suponen un riesgo para la salud y el medio ambiente (Buonanno *et al.* 2009). El plomo fue uno de los contaminantes más perjudiciales emitidos por el transporte. Gracias a una legislación estricta se prohibió el uso de aditivos plomados en la gasolina, solventándose en buena medida el problema (van der Gon & Appelman 2009). No obstante, sí que es detectable aun incremento de la concentración de metales pesados (Ewen *et al.* 2009)

I.2. Impactos sobre la Vegetación

En la zona afectada por la carretera se generan unas condiciones diferenciadas respecto al medio que le rodea, lo que puede afectar a la composición de las comunidades de plantas en esta banda. Se generan gradientes térmicos, de luminosidad o de cobertura vegetal. La estructura e intensidad de estos gradientes varía de acuerdo al hábitat circundante. Así, en las áreas boscosas se tienen las temperaturas y luminosidades con valores crecientes a medida que nos acercamos al eje viario, mientras que la cobertura vegetal disminuye. La anchura de esta banda de afección varía de acuerdo a los hábitats. En hábitat insulares de laurisilva y pinares las propiedades tienen a estabilizarse a unos 10 metros de la calzada (Delgado *et al.* 2007). Sin embargo, en otros estudios en zonas de borde la anchura de la banda de afección es mayor.

Estas condiciones diferenciadas pueden favorecer la presencia de exóticas. El éxito de las exóticas en su dispersión a través de carreteras y caminos se relaciona con las propias características dispersivas de tales especies pero también por las condiciones de luminosidad y humedad, y el nivel de alteración en las inmediaciones de la vía (Parendes & Jones 2000). En este sentido, la comparación de las mismas especies en su área originaria y en zonas donde son introducidas demuestra que la distribución en estas últimas está ligada a los patrones de alteración antropógena y la competencia con la vegetación autóctona, más incluso que las condiciones climáticas a lo largo del gradiente altitudinal (Alexander *et al.* 2009). El número de especies exóticas se incrementa con la importancia de la carretera (Sharma & Raghubanshi 2009). La presencia de especies alóctonas en las cunetas se relaciona con la distancia a asentamientos humanos aunque con efectos contradictorios lo que parece desmentir la hipótesis de funcionalidad ecológica como corredores (Kalwij *et al.* 2008). En las islas también se ha investigado la expansión de exóticas a lo largo del eje viario. Su distribución se relaciona con una elevada degradación de los bordes de la carretera y por la proximidad a núcleos poblados, aunque los factores climáticos desempeñan un papel decisivo (Arteaga *et al.* 2009). Los cambios producidos por la circulación de vehículos militares fuera de la red viaria fueron más profundos en aquellas zonas dominadas por praderas dominadas por especies nativas que aquellas con herbáceas



C₃ introducidos. La intensidad de la variación se relaciona linealmente con la intensidad de la perturbación (Dickson *et al.* 2008).

Las carreteras no solo constituyen hábitats propicios para las especies exóticas de flora sino que también actúan como corredores de dispersión mediante la creación de una banda de hábitat continuo en torno al eje viario o incluso por las propias actividades de mantenimiento de la calzada. Así, los patrones de dispersión varían en relación a las características ecológicas de cada especie (Christen & Matlack 2009). (Tikka *et al.* 2001) mostraron que las comunidades vegetales de pastizal en los bordes de las infraestructuras lineales presentaban una considerable dependencia espacial, con independencia de la gestión de las cunetas y de la propia autocorrelación espacial, lo que indica que estas especies emplean las cunetas como corredores de dispersión. El propio transporte de las semillas por los vehículos pueden trasladarlas largas distancias favoreciendo la dispersión de especies exóticas. Esto se ha comprobado analizando las semillas existentes dentro de túneles largos, las cuales se correspondían en mayor medida con la flora ruderal más frecuente en los bordes de las carreteras de la región que la vegetación existente en las entradas de los túneles (von der Lippe & Kowarik 2008). También mediante el estudio de las semillas acumuladas en estaciones de lavado de vehículos donde se ha constatado la presencia de semillas de especies cuyo emplazamiento más cercano dista decenas de kilómetros (Wace 1977). Como hacer frente a este problema depende de las características dispersivas de las especies exóticas: si ésta es limitada bastara con alternar diferentes tipos de vegetación en los bordes de la vía; para una capacidad dispersiva amplia la solución pasa por la erradicación de las colonias que pudieran ir estableciéndose (Christen & Matlack 2006).

La riqueza específica de plantas disminuye a medida que aumenta el grado de antropización en las proximidades de los humedales (Findlay & Houlihan 1997). Las carreteras y otras infraestructuras pueden destruir las fuentes de propágulos e interrumpir las rutas de dispersión de semillas (Houlihan *et al.* 2006). En las plantas de sotobosque, la riqueza de especies nativas también se incrementa a medida que aumenta la distancia al borde de la vía mientras que, a su vez, las especies exóticas disminuyen. Las carreteras constituyen corredores de perturbación pero de anchura limitada puesto que a partir de los 5-10 metros la composición florística es similar a la del interior del bosque (Watkins *et al.* 2003). Hansen & Cleverger (2005) obtienen una anchura similar para zonas boscosas pero muy superior, de hasta 150 metros, en praderas y pastizales. Además, la frecuencia es mayor en praderas que en zonas boscosas con independencia de que la alteración sea causada por una carretera o por un ferrocarril. Este mismo patrón se ha encontrado en los Andes chilenos, donde las exóticas solo se localizaron en transectos emplazados en pastizales o bosques secundarios pero no en bosques primarios. El número de exóticas en los bordes de la red viaria fue mayor para las cunetas situadas fuera de los parques



naturales, en especial en las zonas de menor altitud (Pauchard & Alaback 2004). Tanto el porcentaje de cobertura como el número de especies nativas en hábitats de pradera es mayor a medida que nos alejamos de las infraestructuras viarias, aunque los resultados varían con el tipo de suelo, la pendiente y la presión ganadera (Gelbard & Harrison 2003). El hecho de que la expansión de las exóticas se encuentre más limitada en bosques maduros podría explicarse de acuerdo al estudio de Flory & Clay (2009) por una combinación de las características del hábitat -el crecimiento de las plántulas tanto de especies nativas como de exóticas fue mayor en bosques jóvenes que en maduros- y de la capacidad dispersiva de las especies – no hubo efecto de la distancia respecto a la calzada en el porcentaje de semillas germinadas, que fue alto-. El mayor espesor de mantillo y la mayor área basal de los árboles podrían explicar esas diferencias en el hábitat entre bosques maduros y jóvenes, ya que las condiciones de luz y humedad son similares. Así, las especies exóticas puedan conducir a una homogenización en la composición florística. Este efecto solo resulta visible a escala local, en las inmediaciones de la vía (Arévalo *et al.* 2010).

Otros factores como la sal empleada en el mantenimiento invernal favorecen unas determinadas especies, generalmente también exóticas. Altera tanto la biomasa como la composición florística en las inmediaciones de las carreteras, inhibiendo la germinación de las semillas, especialmente en las especies autóctonas (Isabelle *et al.* 1987). Las elevadas concentraciones de Cl⁻ por aplicación de sal en carreteras próximas a una turbera redujo el crecimiento en longitud y biomasa de un briofito *Sphagnum recurvum* (Wilcox 1984). Tolerante a las condiciones ecológicas en los bordes de la carretera (áreas con elevadas concentraciones salinas, nitrificadas, y suelos removidos) el carrizo *Phragmites australis*, especie exótica en Norteamérica, se ha expandido empleando la red viaria como corredor (Brisson *et al.* 2010). El tipo de carretera tiene un papel destacado en la dispersión de la especie, siendo mayor para las vías de alta capacidad. Los suelos con pobres drenaje, plásticos, arcillosos favorecen su expansión (Lelong *et al.* 2009). Una posible solución sería la revegetación con arbustos tolerantes a altas concentraciones salinas (Jodoin *et al.* 2008). Las elevadas concentraciones salinas y la presencia del carrizo reducen tanto la riqueza específica como la cobertura de las comunidades de gramíneas propias de humedales (Richburg *et al.* 2001).

Pero no siempre estas condiciones propiciadas por las carreteras resultan negativas. Es frecuente que en paisajes fuertemente antropizados las cunetas de las carreteras constituyen los únicos remanentes de vegetación natural. (Spooner *et al.* 2004) demostraron a partir del estudio de la estructura de edades de varias poblaciones de *Acacia spp.* que la alteración de los suelos por trabajos de mejora de carreteras favorecen el asentamiento de estos arbustos, uno de los escasos refugios para fauna en las regiones fuertemente fragmentadas por las actividades agrícolas. Incluso en ocasiones, las inmediaciones de las carreteras pueden constituir hábitats adecuados para especies



amenazadas como por ejemplo en el caso de *Hypericum cumulicola* en Florida, cuyas poblaciones en las inmediaciones de la calzada presentan algunas diferencias en los parámetros demográficos pero que constituyen refugios para la especie en áreas antropizadas (Quintana-Ascencio *et al.* 2007).

Hay otros efectos indirectos que afectan a la vegetación. El crecimiento de la red viaria, ligada en parte a la actividad maderera, ha conllevado considerables cambios en la estructura paisajística en las Montañas Rocosas, con una reducción de la superficie de bosques maduros y un incremento del efecto de borde y de la fragmentación (McGarigal *et al.* 2001). La intensidad del aprovechamiento de bienes y materiales procedentes de bosques de lluvia parece que no se relaciona tanto con la diversidad y riqueza de las masas forestales cercanas sino con la lejanía de mercados donde puedan acceder a la compra de productos sustitutivos. De esta forma, en las poblaciones poco comunicadas mediante carretera el aprovechamiento de la palmera es mayor, con independencia de la riqueza forestal de ese bosque (Byg *et al.* 2007). La apertura de nuevas carreteras incrementa la accesibilidad a regiones remotas donde anteriormente el impacto de las actividades antropogénicas era aun escaso. Este mayor grado de accesibilidad puede expresarse en un incremento del riesgo de incendios. Así, la práctica totalidad de incendios en el Amazonas se emplazan en áreas próximas a carreteras y se vinculan a cambios de usos de suelo. La gravedad de tales incendios parece probable que se acentúe en las próximas décadas como consecuencia del cambio climático que, en esta región, conllevara una reducción de las precipitaciones (Cochrane & Barber 2009). En los bosques montanos tropicales, donde los patrones de distribución de la biodiversidad están definidos por estrechos rangos altitudinales con un elevado grado de especialización, suponen la fragmentación del piso bioclimático por donde transitan (Young 1994).

I.3. Impactos sobre la fauna

Las alteraciones provocadas por estas infraestructuras lineales sobre la fauna no se reducen a la mortandad de individuos por atropello o colisión con vehículos, sino que sus efectos resultan aún visibles centenares de metros incluso kilómetros más allá del borde de la vía. Dichos impactos, caracterizados a diferencia del anterior por su limitada capacidad para mostrarse al ojo humano y por sus efectos solo visibles a largo plazo, constituyen amenazas que, de forma silenciosa y apoyadas en el paso del tiempo, pueden provocar afecciones mucho más graves a las distintas poblaciones, pudiendo incluso comprometer su viabilidad. El ruido suele aparecer como la principal fuente de perturbación, aunque molestias visuales, luz, contaminantes y presencia de predadores en el entorno de la vía también suman sus efectos de tal forma que este sinergismo suele desencadenar una respuesta etológica de los individuos que tienden a evitar las zonas adyacentes a la vía.



Los impactos de las infraestructuras de transporte sobre la fauna están creciendo en la actualidad, incluso en los parques naturales donde la afluencia de visitantes crece continuamente. Sin embargo, desde la administraciones responsables de la gestión del parques, no se hacen muestreos sistemáticos para cuantificar y evaluar la mortalidad en carretera, y solo un tercio incluye algún tipo de medida para minimizar el impacto (Ament *et al.* 2008).

1.3.1. Fragmentación del hábitat y pérdida de conectividad

La fragmentación de los hábitats, ya sea como consecuencia de la transformación de los usos de suelo o por la construcción de infraestructuras lineales, produce tanto modificaciones en las propiedades físicas del ambiente circundante como cambios biogeográficos. Se alteran los flujos de agua, nutrientes, viento y de insolación, que implican cambios en las condiciones ambientales de los parches de hábitat remanente en especial en las zonas de borde. El efecto de la fragmentación sobre las poblaciones de fauna y flora varían con el tiempo desde que se produjo es aislamiento entre poblaciones, la distancia entre parches y la conectividad entre los mismos, y los cambios en el paisaje circundante. Los efectos de la fragmentación se intensifican a medida que se reduce el tamaño del parche aunque también depende de la forma que tenga y de la posición que ocupe (Saunders *et al.* 1991). Carreteras y caminos constituyen uno de los elementos antropogénicos que contribuyen en mayor medida a la fragmentación del paisaje, diseccionando grandes parches en fragmentos más pequeños con el consiguiente aumento de la proporción de los hábitats de borde (Reed *et al.* 1996). Las carreteras dificultan los movimientos de prácticamente todas las especies terrestres. El efecto barrera genera la aparición de metapoblaciones en aquellos lugares en los que la carretera divide una población de gran tamaño y con distribución continua en pequeñas poblaciones parcialmente aisladas denominadas subpoblaciones (Andrews 1990, Harris & Scheck 1991). Las poblaciones de pequeño tamaño fluctúan más en el tiempo y presentan una mayor probabilidad de extinción que las de mayor tamaño (Soule 1987, Opdam 1991, Opdam *et al.* 1993). Además, el proceso de recolonización también puede verse bloqueado por el efecto barrera.

La permeabilidad, entendida como la relación entre el número de rastros en la cuneta de la calzada y en transectos adyacentes a la carretera, disminuye con la intensidad de tráfico para prácticamente todas las especies aunque con diferencias entre grupos faunísticos. En carreteras de alta capacidad, para un volumen de tráfico dado, es menor para carnívoros que para ungulados (Alexander *et al.* 2005). Las especies que realizan amplios desplazamientos, las que presentan una mayor capacidad de dispersión, o las que se



desenvuelven en territorios más amplios, son más susceptibles a las limitaciones de movimiento impuestas por una red de infraestructuras lineales siempre creciente. El grupo que más se ciñe a estas características es de los grandes carnívoros, cuyo comportamiento durante los desplazamientos se ve afectado por las barreras lineales. Así, los lincejos rojos *Lynx rufus* (Lovallo & Anderson 1996) o el puma *Puma concolor*, especialmente las hembras (Cramer & Portier 2001), tienden a evitar zonas cercanas a carreteras. De acuerdo a los resultados con pumas radio-marcados parecen confirmar que la especie evita vías asfaltadas pero apuntan a que los caminos de tierra pueden facilitar sus movimientos (Dickson *et al.* 2005). En el caso de los lobos *Canis lupus*, carreteras y caminos modifican su comportamiento de tal forma que la tortuosidad de los desplazamientos se incrementa a medida que se acercan a este tipo de estructuras humanas. Además, destacar que los caminos y senderos modifican los movimientos del lobo al menos tanto como las carreteras con densidades de tráfico medias-bajas (Whittington *et al.* 2004). En esta especie multihábitat y con cierto grado de tolerancia a la presencia humana, barreras lineales como ríos de cierta entidad pueden poner mayores limitaciones a los desplazamientos de lobo que carreteras de altas capacidades tipo autopistas (Blanco *et al.* 2005). Los osos negros *Ursus americanus* presentan un comportamiento diferente en función de que en su territorio esté o no permitida su caza. Así, en las zonas donde la especie se caza tiende a evitar las carreteras. De hecho, la red viaria es uno de los principales factores que aumentan la vulnerabilidad de los osos respecto a la actividad cinegética. Por el contrario, en áreas donde su caza está prohibida los osos pueden acercarse a las carreteras en busca de restos de comida dejados por los humanos (Brody & Pelton 1989). En el caso del oso grizzly *Ursus arctos* tienden a eludir las vías de alta capacidad impiden el acceso a hábitats de calidad para la especie. Sin embargo, hay diferencias entre sexos puesto que los machos adultos tienden a acercarse más a carreteras y senderos en periodos de menor actividad humana. Por el contrario, las hembras se muestran menos cautas hacia los asentamientos humanos (Gibeau *et al.* 2002).

Las largas migraciones de algunos herbívoros también pueden verse afectadas por el desarrollo viario. Los movimientos migratorios del antílope tibetano *Pantholops hodgsonii* se han visto dificultados por la carretera y la línea de ferrocarril que llegan desde China al Tíbet. Se considera que ésta es la principal amenaza para la viabilidad de las poblaciones y cuyo impacto se reducirá en función de la eficacia de los pasos construidos (Xia *et al.* 2007). Una situación similar ocurre con la gacela de Mongolia *Procapra gutturosa* que evita cruzar un ferrocarril aunque al otro lado de la vía haya un hábitat adecuado para la especie (Ito *et al.* 2005).

La alteración de los patrones de movimiento en la proximidad de las carreteras ha sido también descrita para pequeños mamíferos (Burnett 1992). Muchas especies muestran un claro rechazo a cruzar la carretera a pesar de que realicen desplazamientos lo



suficientemente grandes para ello (Garland & Bradley 1984, Mader 1984). En una de las especies de ardilla rayada *Tamias striatus* evitan tanto los bordes de la carretera como la superficie de la calzada, con independencia del volumen de tráfico que circulen por ella (Ford & Fahrig 2008). Plataformas más anchas constituyen barreras considerables para diferentes especies de micromamíferos (Oxley *et al.* 1974, Bennett 1988). La probabilidad de que los pequeños mamíferos crucen carreteras con anchuras entre 6 y 15 m., incluso con baja intensidad de tráfico, es inferior al 10% de la probabilidad de encontrar a estos animales en las zonas adyacentes (Swihart & Slade 1984, Merriam *et al.* 1989). Para tres especies de pequeños mamíferos (*Clethrionomys glareolus*, *Apodemus flavicollis*, *Sorex araneus*), aunque con diferencias interespecíficas, se ha descrito una tendencia a evitar el cruce, en especial de carreteras anchas y sin relación con el tráfico que soportan (Rico *et al.* 2007b). Un elemento común a ambos estudios, y cuyas conclusiones también parece avalar el de McGregor *et al.* (2008), es que el efecto barrera causado por las carreteras sobre los pequeños mamíferos se debe a la propia estructura viaria en sí y no tanto por los efectos de la circulación de vehículos. Este efecto barrera causado por el rechazo a cruzar la vía dificulta el flujo génico y puede dar lugar a subdivisiones entre ambos lados de la calzada (Rico *et al.* 2009). En este sentido, no sólo elementos geográficos como los ríos actúan como barreras sino que también nuevas construcciones lineales favorecen la diferenciación de subestructura genética de poblaciones (Gerlach & Musolf 2000).

Para la herpetofauna tenemos, por ejemplo, que la mayor parte de especies de anuros en una zona boscosa no mostraron rechazo a la presencia de carreteras y caminos forestales, siendo incluso las cuentas seleccionadas positivamente por algunas especies en ciertos estadios de desarrollo. Lo contrario sucedía para urodelos como las salamandras, cuyas poblaciones eran mayores en áreas alejadas que en las inmediaciones de las vías (deMaynadier & Hunter 2000). La rana leopardo *Lithobates pipiens* tardan más en moverse, lo hacen a una velocidad menor y siguiendo trayectorias más tortuosas al acercarse a las inmediaciones de la calzada. Además, salvo este último, los otros dos efectos se potencian para volúmenes de tráfico mayores, donde la probabilidad de éxito de cruce es también menor (Bouchard *et al.* 2009). En un experimento con individuos traslocados de *Plethodon cinereus* la tasa de retorno para aquellos que tenían que cruzar una carretera era aproximadamente un 50% que la de aquellos que sólo tenían que transitar por el bosque (Marsh *et al.* 2005). Además, durante la migración estructuras asociadas a las carreteras, como las acequias para el drenaje del agua de lluvia, de apariencia inocua pueden, convertirse en auténticas trampas para los anfibios. Zhang *et al.* (2010) describieron este problema para los juveniles y subadultos del sapo común asiático *Bufo melanostictus*. Un diseño con paredes laterales en rampa con un máximo de 66º de inclinación, con un firme de cantos y grava con un lechado de cemento, y el crecimiento de la vegetación minimizarían el impacto de estas estructuras secundarias sobre las poblaciones de anfibios. No sólo las carreteras de cierta capacidad sino que incluso los cortafuegos forestales



pueden suponer una barrera a los movimientos, aunque de nuevo el impacto real está estrechamente ligado a cada especie. Carthew *et al.* (2009) encontraron que para la mayor parte de especies (como el escindido *Bassiana duperreyi*) este no suponía un obstáculo. Sin embargo, para los individuos de *Neobatrachus pictus* no se detectaron cruces. Para las salamandras forestales, el efecto de borde de los caminos forestales, debido a la reducción de la humedad y el grado de cobertura vegetal, es equiparable al de las zonas recientemente taladas, aunque el grado de afección varía con la especie (Marsh & Beckman 2004).

La respuesta de las serpientes a la presencia de una carretera puede variar sustancialmente en función de la especie según sus características ecológicas y anatómicas, siendo las de menor tamaño las más reticentes al cruce (Andrews & Gibbons 2005). En el caso de la massasauga del este *Sistrurus catenatus*, los ofidios muestran un claro rechazo a atravesar la vía. Los mismos resultados se encontraron para la tortuga de caja oriental *Terrapene carolina* y la tortuga de caja occidental *Terrapene ornata*. Si este rechazo fuera heredable, con el paso del tiempo disminuiría el total de atropellos porque desde un punto de vista evolutivo se seleccionarían aquellos individuos que tendieran a no cruzar las carreteras, lo que a su vez incrementaría el grado de aislamiento entre las poblaciones (Shepard *et al.* 2008a).

También en el caso de invertebrados, se han descrito para varias especies de carábidos alteraciones en los patrones de movimiento, bien evitando cruzar la carretera, bien con desplazamientos laterales a lo largo de la calzada (Noordijk *et al.* 2006). De hecho, vías de anchura mayor a 2.5 m. suponen barreras prácticamente infranqueables (Mader 1984). Junto a este rechazo, los espacios abiertos en torno a la vía suponen una barrera a la dispersión de los coleópteros forestales (Koivula & Vermeulen 2005).

Incluso especies voladoras, murciélagos y aves, alteran los patrones de movimiento en presencia de una infraestructura viaria. El efecto sobre las aves se ha estudiado con especial énfasis en la Amazonia. En esta región se encontró que, para bandadas de aves de sotobosque, cuando la carretera dejaba espacios aclarados en los márgenes, ésta funcionaba como límite territorial. Si la vegetación llegaba a formar un dosel sobre la carretera, la movilidad a ambos lados de la vía era mayor (Develey & Stouffer 2001). En esta misma línea, Laurance *et al.* (2004) encontraron importantes diferencias entre especies frugívoras, para las cuales la carretera no limitaba los movimientos, y especies estrechamente vinculadas a la cobertura forestal, en especial especies de comportamiento solitario, que apenas cruzaban la vía incluso en aquellas zonas donde la generación de la vegetación prácticamente conectaba ambos lados de la carretera. En otros casos, las aves parecen más reticentes a atravesar otras estructuras lineales como los ríos (St. Clair 2003). Las diferencias dependiendo de las características ecológicas de cada especie también han



sido constatadas para el grupo de los murciélagos. Los individuos del murciélago de bosque *Barbastella barbastellus*, de hábitats abiertos, cruzaron más frecuentemente una carretera que los ejemplares del murciélago ratonero forestal *Myotis bechsteinii*. Además lo hacían también por encima de la calzada y no solo a través de un paso inferior (Kerth & Melber 2009).

La anchura y el nivel de tráfico de la carretera son los principales determinantes del efecto barrera, mientras que la naturaleza del piso (asfalto o cemento frente a grava) es, por lo general, un factor de escasa relevancia (Oxley *et al.* 1974, Mader 1984, Fahrig *et al.* 1995). La sal que se añade sobre las carreteras también parece ser un freno importante para los anfibios que pretenden cruzar (DeMaynadier & Hunter 2000). De igual modo, tanto los taludes como las cunetas en los laterales de las carreteras también afectan a la localización de las zonas de cruce y a la intensidad con la que los animales atraviesan las calzadas (Forman 1995). Así, En el Parque Nacional de Banff se estudiaron los patrones de movimiento de la fauna en relación a dos grandes infraestructuras que lo atraviesan. Las áreas empleadas con más frecuencia se caracterizaban por su topografía plana o pendientes menores al 5% (Alexander & Waters 2000).

1.3.2. La importancia de las cunetas

Los márgenes de las carreteras pueden ofrecer un contrapunto paisajístico que haga aumentar la diversidad de hábitats presentes en una determinada zona, en especial en aquellos paisajes intensamente modificados por el hombre, dando soporte a comunidades diferentes a la de los hábitats adyacentes y aumentando, por tanto, la biodiversidad total a escala paisajística (Le Viol *et al.* 2008). En estos márgenes, las condiciones específicas tanto de los suelos (Spencer & Port 1988) como de la atmósfera (Spencer *et al.* 1988) inciden en las características y composición de las comunidades de plantas y aves. Así, la vegetación de los bordes de las carreteras sostiene importantes poblaciones de lepidópteros, generalmente especies comunes pero también algunas de mayor rareza. La riqueza y abundancia de mariposas y polillas diurnas no mostró relación con el tipo de carretera sino con las características y anchura de la vegetación, la abundancia de néctar, y el tipo hábitat adyacente (Munguira & Thomas 1992, Saarinen *et al.* 2005). Considerando que el efecto barrera y que las tasas de mortalidad por atropello son bajas, un adecuado manejo y gestión de los hábitats adyacentes a la vía pueden ofrecer nuevos espacios para las poblaciones de lepidópteros. Para ello se recomienda realizar la revegetación con semillas autóctonas y algunos arbustos en bandas lo más anchas posibles (Munguira & Thomas 1992). Este manejo favorece tanto la riqueza como la abundancia de lepidópteros (Ries *et al.* 2001). También, los suelos desnudos en las cunetas de la carretera favorecen la



colonización y dispersión de especies de hormigas como *Pogonomyrmex occidentalis* (DeMers 1993).

Aunque en densidades menores que en fragmentos de vegetación más alejados, la diversidad de árboles y un denso dosel favorecen el uso y asentamiento de comunidades orníticas más complejas en los remanentes vegetales emplazados en los bordes de las carreteras (Leach & Recher 1993). Algunas especies de rapaces como ratoneros *Buteo buteo*, cernícalos comunes *Falco tinnunculus*, o milanos negros *Milvus migrans* seleccionan positivamente los alledaños de las carreteras aunque con considerables variaciones estacionales. Parece que este uso no está tan ligado a la abundancia de presas sino a una mayor disponibilidad de posaderos que permiten una estrategia de obtención de alimento con menor coste energético. Para otras rapaces, en especial los aguiluchos *Circus sp.*, no se ha detectado dicho comportamiento (Meunier *et al.* 2000).

Los bordes de las carreteras son hábitats frecuentemente empleados por micromamíferos. Las especies y la abundancia varían en función de las características de las cunetas como la presencia y tipo de setos, o la anchura y altura de la franja de vegetación herbácea (Bellamy *et al.* 2000). Aunque en términos generales las cunetas no son hábitats adecuados para el topillo de cabrera *Microtus cabreræ* pueden ser empleados por la especie especialmente en zonas degradadas o donde la vegetación ruderal puede constituir un aporte extra de alimentación (Santos *et al.* 2007).

Al igual que lo visto para la vegetación, las cunetas pueden funcionar como corredores de dispersión para la fauna. Su funcionalidad en buena medida depende de la anchura. Cunetas anchas favorecen con mayor frecuencia la dispersión a largas distancias. Además, las bajas en hábitats adyacentes disminuyen en cunetas anchas. Sólo en el caso de que el número de bajas sea compensado por las ganancias poblacionales, las cunetas pueden actuar como corredores de dispersión (Vermeulen & Opdam 1995). Se tiene constancia de la dispersión de carábidos siguiendo las cunetas de carreteras aunque los desplazamientos anuales son bastante cortos (Vermeulen 1994). No obstante, esta capacidad que las cunetas de las carreteras tienen para actuar como corredores puede también tener efectos negativos ya que, de igual modo, pueden favorecer la dispersión de especies invasoras. Las inmediaciones de las carreteras constituyen hábitats con un grado de alteración considerable que son propicios para este tipo de especies. Por ejemplo, la progresiva colonización del *Bufo marinus* en Australia ha sido más rápida en aquellas zonas con una elevada densidad de carreteras y con elevada conectividad (Urban *et al.* 2008). La hormiga roja *Solenopsis invicta* emplea los laterales de la calzada como hábitat pionero en su colonización (Russell *et al.* 2001). Las especies invasoras, tanto de fauna como de flora, que se dispersan siguiendo las cunetas, pueden afectar a las comunidades faunísticas autóctonas (Valtonen *et al.* 2006). Además, matorrales y árboles de los bordes de las



carreteras pueden favorecer el incremento de las tasas de mortalidad por atropello en aves (Orlowski 2008).

1.3.3. Contaminación acústica y lumínica

Los niveles de ruido ambiental elevados son uno de los principales retos a los que se tienen que enfrentar aquellas especies que emplean la comunicación sonora en procesos tales como la búsqueda de pareja o en la defensa del territorio. En todo intercambio de información intervienen dos agentes: el emisor, que emite el mensaje codificado por medio de algún tipo señal, y el receptor, que recibe esa señal y la decodifica. En este caso, el mensaje se transmite en forma de ondas sonoras consistentes en variaciones en la presión del aire. Los altos niveles de ruido ambiental causado por el tránsito de vehículos pueden dificultar o impedir dicha transmisión, lo que para muchas especies puede tener notables consecuencias ecológicas. Los efectos del ruido pueden manifestarse a nivel fisiológico, en términos de pérdidas de audición e incremento del estrés hormonal.

No todos los grupos faunísticos, ni siquiera todas las especies dentro de un mismo grupo, se ven afectadas de la misma forma por el ruido. Las aves cuyos cantos presentan frecuencias elevadas no se ven tan afectadas como aquellas cuyo intervalo se encuentra más próximo a las bajas frecuencias propias del ruido del tráfico (Rheindt 2003). Además, se ha constatado que diferentes especies de aves pueden variar los parámetros de canto para evitar ser enmascaradas por el ruido de fondo. Así, por ejemplo, la plasticidad de comportamiento en el carbonero *Parus major* (Slabekoorn & Peet 2003) o el mirlo *Turdus merula* (Mendes *et al.* 2011) permiten que estas especies incrementen las frecuencias bajas en sus cantos, las más afectadas por el ruido de bajas frecuencias propio del tráfico. Los individuos de tordo alcaudón gris *Colluricincla harmonica* también cantan a frecuencias más altas en presencia de ruido. Sin embargo, el abanico maorí *Rhipidura fuliginosa* no muestra ese patrón de comportamiento (Parris & Schneider 2009). También pueden modificar otros parámetros como la duración de las notas o la propia variabilidad del canto. En el caso de los verdecillos *Serinus serinus* se ha comprobado que en ambientes ruidosos incrementan el periodo destinado al canto (Díaz *et al.* 2011).

En anfibios, también se ha comprobado una afección en la comunicación. Así, el ruido del tráfico reduce la capacidad de las hembras de las ranas arbóreas grises *Hyla chrysoscelis* para detectar la llamada de los machos (Bee & Swanson 2007). En caso de existir un incremento de la frecuencia para evitar el enmascaramiento (como en *Litoria ewingii*), éste es menor que el identificado para las aves aunque también suficiente para aumentar la capacidad de comunicación (Parris *et al.* 2009). Hay especies que incrementan la tasa de canto como la rana arborea amazónica *Dendropsophus triangulum* (Kaiser & Hammers



2009). Sin embargo, para otro anuro como la *Hyla arborea* no se ha detectado la capacidad para modificar las frecuencias o la estructura temporal del canto para mejorar la transmisión del canto en ambientes ruidosos (Lengagne 2008). Incluso hay especies que pueden resultar favorecidas; por ejemplo, Sun & Narins (2005) encontraron que, mientras para otras tres especies el canto disminuía como respuesta al estímulo, los individuos de *Rana taipehensis* aprovechaban este descenso para aumentar su propia tasa de canto.

En realidad no sólo inciden las ondas sonoras sino cualquier tipo de vibración. Los gusanos de tierra que viven junto al firme tienden a emerger por las vibraciones ocasionadas por el tráfico, siendo entonces depredados (Tabor 1974). En vías comarcales o provinciales de escaso volumen de tráfico parecen más probables molestias “agudas” que efectos crónicos causados por el flujo continuo de automóviles.

Otro de los elementos asociados a las carreteras y al tráfico que puede tener un impacto sobre las poblaciones de fauna silvestre es la luz. Considerando que la mayor parte de los mamíferos son nocturnos, el fogonazo de los coches puede disminuir su capacidad para evitar el atropello, ya que dicha luz satura sus retinas dejándolos cegados y desorientados durante unos segundos. Los efectos se pueden prolongar por largos tiempos de exposición a la fuente de luz (Beier 2006). La contaminación lumínica con luces que se encuentran dentro del espectro visible para los anfibios, afecta a su capacidad de detección y captura de presas (Buchanan 1993).

1.3.4. Ecotoxicología

La emisión de contaminantes por el propio tránsito de vehículos o el empleo de determinados compuestos químicos en el mantenimiento de la red viaria (herbicidas, productos para el deshielo...) incide negativamente sobre las poblaciones faunísticas. Por ejemplo, se ha demostrado que la proximidad a las infraestructuras viarias se correlacionaba con un incremento de la probabilidad de que los anfibios sufran malformaciones en el esqueleto. Además, el tamaño corporal fue menor. Aunque las causas no están del todo claras, un aumento del riesgo de sufrir heridas por predación debido al menor tamaño de las larvas, un cambio en la composición de la comunidad de depredadores, o la presencia de contaminantes químicos procedentes del tráfico de vehículos podrían ser las razones más plausibles para explicar este fenómeno (Reeves *et al.* 2008).

Una de las principales prácticas en conservación de carreteras es la utilización de sal con carácter preventivo, para evitar la formación, o hielo y la nieve. Aunque no es un fenómeno global como otros tipos de contaminación, afecta a extensas regiones situadas en altas



latitudes y áreas montañosas donde las heladas y la precipitación en forma de nieve son comunes durante el periodo invernal. El viento o la escorrentía pueden transportar la sal de decenas a centenares de metros del borde de la carretera, incrementando la salinidad en ríos y charcas cercanas. Las altas concentraciones de sal en el agua actúan como un estresante ambiental que afecta a grupos poco tolerantes a la salinidad. Así, los anfibios son sensibles en sus diferentes etapas de su ciclo biológico por su piel permeable, que emplean en la respiración y la regulación osmótica. Las altas concentraciones de sal, les pueden llegar a producir la muerte por deshidratación. El aumento de la salinidad en el agua en el entorno de las carreteras fruto de su aplicación invernal produce un descenso en la tasa de supervivencia, del tiempo de metamorfosis, de la actividad, y del peso, así como un incremento de las malformaciones en larvas de rana de bosque *Lithobates sylvatica* (Sanzo & Hecnar 2006). Para esta especie y para *Ambystoma maculatum* Karraker *et al.* (2008) también encontraron una reducción de la tasa de supervivencia en embriones y larvas junto con una disminución del número de puestas de hasta el 50% en las inmediaciones de las carreteras. Las consecuencias poblacionales de este cúmulo de efectos puede conducir a la extinción local de poblaciones, en especial *A. maculatum* puesto que presenta una mayor sensibilidad a la elevada salinidad. Los experimentos en laboratorio, realizados en microcosmos y con el agua recogida en balsas de decantación de sedimentos procedentes de vías de alta capacidad, mostraron una mortalidad total para las larvas expuestas de rana de bosque mientras que para el sapo americano *Bufo americanus* no se encontraron efectos letales (Snodgrass *et al.* 2008). En este sentido, la diferente sensibilidad de las especies hace que la sal empleada en carreteras pueda llegar a cambiar la estructura de las comunidades de anfibios en la zona de efecto carretera (Collins & Russell 2009). Las comunidades de macroinvertebrados en arroyos atravesados por carreteras donde se esparce sal también pueden verse afectadas por esta práctica, aunque, a las concentraciones medias actuales de arroyos y humedales, el grado de afección es reducido (Blasius & Merritt 2002, Benbow & Merritt 2004).

1.3.5. Consecuencias del impacto de las carreteras sobre la fauna

Las primeras investigaciones sobre fauna y carreteras se centraron en el estudio de los atropellos puesto que era la afección más visible. Sin embargo, las afecciones de la red viaria van más allá y, algunas de ellas, a largo plazo pueden ser incluso más perjudiciales que los propios atropellos. En este sentido, hemos pasado de los atropellos a la ecología de carreteras (Coffin 2007). Una recopilación de los trabajos donde se estudian los efectos de las carreteras en la abundancia de las poblaciones de un amplio espectro de especies puede encontrarse en Fahrig & Rytwinski (2009). Un meta-análisis sobre las afecciones concretas a mamíferos y aves en (Benitez-Lopez *et al.* 2010).



La intensidad del impacto acumulativo depende de los patrones espaciales de distribución de los asentamientos humanos que inciden también en la densidad viaria. La concentración es preferible frente a los asentamientos dispersos en el paisaje (Theobald *et al.* 1997).

Prácticamente se tienen estudios sobre los efectos de las carreteras sobre la biodiversidad faunística para todos los biomas terrestres. En los bosques lluviosos de África se constata que la riqueza de especies y, con frecuencia, la densidad de primates nocturnos, de pequeños ungulados y de carnívoros eran significativamente menores en las inmediaciones de las carreteras (franja de ~ 30 m.) (Laurance *et al.* 2008). También en África se ha constatado la tendencia a evitar las áreas próximas a carreteras. Así, en el Parque Nacional de Mikumi en Tanzania se describió una banda de afección de 600 m. para especies como el eland *Taurotragus oryx*, el bohor *Redunca redunca*, el chacal *Canis mesomelas*, el elefante *Loxodonta africana*, y el ñu *Connochaetes taurinus* mientras que para la cebrá *Equus quagga* esta banda se reducía a una anchura de 200 m. (Newmark *et al.* 1996). Los patrones espaciales de alimentación de ungulados como el ñu, la cebrá *Equus burchelli*, la gacela de Thomson *Gazella thomsoni*, el topi *Damaliscus lunatus*, el búfalo *Syncerus caffer* o el facóquero *Phacochoerus aethiopicus* en el Serengueti indican una selección positiva, entre los pastos próximos a los caminos de tierra, de aquellos donde es menor el acumulo de polvo y sedimentos procedentes del camino (Ndibalema *et al.* 2008). En Gabón, el elefante africano de selva *Loxodonta cyclotis* también evita los núcleos poblados y las carreteras aunque prefiere los bosques secundarios originados por el abandono de la actividad humana (Barnes *et al.* 1991). En el Parque de Denali, en Alaska, tanto los alces *A. alces* como los muflones de Dall *Ovis dalli* evitan los márgenes de las carreteras (Burson *et al.* 2000). En el caso del alce este comportamiento depende de la distribución espacial de la vegetación que prefiere para alimentarse. Sin embargo, para los caribús *Rangifer tarandus* y osos grizzly *Ursus arctos* no se ha descrito un rechazo a los espacios cercanos a la red viaria (Yost & Wright 2001). En los bosques lluviosos de Sumatra, las carreteras y el consiguiente incremento de la accesibilidad han hecho que las especies diurnas, incluidos los depredadores, adquieran hábitos nocturnos puesto que los furtivos actúan a la luz del día (Griffiths & van Schaik 1993). La probabilidad de presencia y la densidad poblacional de tres especies de pecaríes en el Chaco argentino es mayor en zonas con una baja densidad de carreteras (Altrichter & Boaglio 2004)

Los pumas *Puma concolor* evitan las cercanías de hábitats antropizados de tal forma que su territorio suele estar alejado de grandes infraestructuras lineales, aunque parece que no hay un rechazo a las vías que se encuentran dentro del mismo (Dickson & Beier 2002). Los individuos jóvenes en dispersión, con frecuencia atropellados, emplean corredores atravesados por carreteras si esta dispone de pasos de fauna (Beier 1995). Otra especie como los tigres siberianos *Panthera tigris altaica* mostraron una mayor mortalidad, un



menor éxito reproductivo y cambios en los patrones de consumo de alimento en aquellas áreas con una mayor densidad de carreteras (Kerley *et al.* 2002)

También el binomio lobos *Canis lupus* y carreteras ha sido ampliamente estudiada. La mayor parte de estudios que han tratado de relacionarlos han pretendido identificar aquellas variables que explican tanto la distribución como la densidad de lobos a escala regional. A partir de una cierta densidad de carreteras, el asentamiento de grupos estables de lobos resulta complicado. Thiel (1985) fijó esa densidad de la red viaria en 0.58 km/km^2 ; Jensen *et al.* (1986) en 0.60 km/km^2 ; (Mech *et al.* 1988) en 0.61 km/km^2 ; (Mladenoff *et al.* 1995) en 0.45 km/km^2 siendo la densidad de carreteras, junto a la dimensión fractal, los principales factores explicativos de la distribución de las manadas de lobo. Merrill (2000) amplió la cifra a 1.4 km/km^2 . En Polonia la longitud de carreteras principales se correlaciona negativamente con la presencia del lobo (Jedrzejewski *et al.* 2004). Para Escandinavia los modelos identificaron la densidad de carreteras junto a la proporción de espacios abiertos pero no la densidad de población de potenciales presas como el alce (Karlsson *et al.* 2007). En este sentido, la depredación sobre alces es mayor en zonas con menor densidad de carreteras (Kunkel & Pletscher 2000). Además, en las zonas con mayor densidad de carreteras la mortalidad de origen antropogénico es también mayor (Mech *et al.* 1988, Wydeven *et al.* 2001).

En el caso de las poblaciones de oso, se han realizado estudios tanto con el oso negro como con el oso pardo *Ursus arctos*. Tanto la selección positiva de aéreas antropizadas (o rechazo de zonas con presencia humana) como la mortalidad ligada a causas antropogénicas hace que en las áreas con cierto grado de presencia humana las densidades sean menores que las que corresponderían en un área sin molestias, a pesar de que los recursos alimenticios puedan ser más abundantes (Ciarniello *et al.* 2007). Parece que los efectos negativos sobre las poblaciones son debidos a una mayor tasa de mortalidad de adultos, puesto que la tasa de supervivencia de los oseznos es mayor en áreas antropizadas de cómo sucede con el oso negro en Florida (Hostetler *et al.* 2009). Este incremento de la mortalidad se explica por una mayor accesibilidad de humanos a zonas oseras y por la búsqueda de comida fácil ligada al hombre (Mace *et al.* 1996). Las vías de alta capacidad suponen una barrera importante barrera para los osos. Así evitan una franja de unos 500 m. en torno a autovías, especialmente en las horas de elevado volumen de tráfico. Además, la probabilidad de cruce de una infraestructura es inversamente proporcional a la densidad de tráfico o de transito de trenes (Waller & Servheen 2005). Sin embargo, los datos con ejemplares radio marcados muestran que los osos tienden a utilizar con más frecuencia de la esperada las inmediaciones de las carreteras que soportan volúmenes de tráfico bajos. Graham *et al.* (2010) señalan que la exposición a los efectos de las carreteras es mayor en el caso de las hembras puesto que realizan mas cruces que los machos independientemente de la época del año. Además, mientras las hembras con oseznos



durante la primera y las hembras subadultas durante el otoño frecuentan las inmediaciones de las carreteras, el comportamiento de los machos es el contrario. Las vías estrechas sin asfaltar son las infraestructuras lineales más frecuentemente cruzadas, seleccionando áreas abiertas cercanas a arroyos con vegetación de ribera. Chruszcz *et al.* (2003) señalan que son los machos los que más frecuentan los alrededores de las vías con escaso tránsito aunque también son las hembras las que realizan un mayor número de cruces. Para Kaczensky *et al.* (2003) fueron las hembras las que se mostraron más reacias al cruce. Otros estudios no encontraron diferencias en cuanto a comportamiento o al uso del espacio a causa de las molestias generadas por actividades tales como la industria maderera, que incluye también la creación y mantenimiento de caminos y carreteras (McLellan & Shackleton 1988).

La respuesta de los micromamíferos a las infraestructuras lineales varía con la especie puesto que podemos encontrar especies que se ven beneficiadas, otras perjudicadas y otras que muestran una respuesta neutra a la presencia de las carreteras (Garland & Bradley 1984). En términos generales, la comunidad de micromamíferos difiere de la existente en los hábitats adyacentes, con una mayor o menor densidad, considerada en su conjunto, dependiendo de las características y complejidad del hábitat existente en el borde de la vía (Adams & Geis 1983). En algunos casos se ven favorecidos. Para el ratón de patas blancas *Peromyscus leucopus* la densidad poblacional en verano era mayor en las áreas con una mayor densidad viaria que podría explicarse bien por un incremento de la calidad del hábitat para la especie, bien por un efecto negativo sobre sus depredadores (Rytwinski & Fahrig 2007).

Las zonas urbanizadas y con una mayor densidad de carreteras soportan una densidad de colonias de perrito de la pradera de cola negra *Cynomys ludovicianus* por encima de la media (Johnson & Collinge 2004). La naturaleza del firme de la carretera puede determinar el grado de afección. Así, la rata canguro de Stephens *Dipodomys stephensi* selecciona positivamente los caminos de tierra para desplazarse por lo que tales caminos favorecen la conectividad entre manchas de hábitat favorable. Por el contrario, los caminos de grava constituyen una barrera a sus movimientos (Brock & Kelt 2004). Para los erizos *Erinaceus europaeus* la reducción de la densidad poblacional en las proximidades de las carreteras ha sido estimada en un 30% (Huijser & Bergers 2000). Las liebres *Lepus europaeus* prefieren hábitats poco fragmentados por carreteras, con poblaciones menos abundantes en áreas con elevada densidad de vías principales (Roedenbeck & Voser 2008).

Más allá de la mortalidad directa por atropello, la reducción de las densidades de aves en las proximidades de las carreteras fue uno de los primeros impactos identificados por los ecólogos de carreteras (Raty 1979, van der Zande *et al.* 1980, Reijnen *et al.* 1987). Reijnen *et al.* (1995) obtuvieron que para el 60% de un total de 46 especies de aves censadas en



hábitats forestales, se constataba una reducción en las proximidades de la vía, hecho que explican por los mayores niveles de ruido. La anchura de la banda donde se constata esa reducción varía tanto con la especie como con la densidad de tráfico de la vía: de 40 a 1500 m. para intensidades medias de 10.000 vehículos/día, y de 70 a 2800 m. para 60.000 vehículos/día. El pinzón vulgar *Fringilla coelebs*, el ratonero *Buteo buteo* y la oropéndola *Oriolus oriolus* fueron las especies para las que se identificaba un descenso de la densidad a mayor distancia del eje viario. En pastizales agrícolas también se obtuvo una proporción de especies, en torno al 60%, con reducción de densidad cerca de la vía. En estos ambientes abiertos, la banda de afección es aún mayor que en zonas boscosas: de 20 a 1700 m. para volúmenes de 5.000 vehículos/día, y de 65 a 3530 m. para 50.000 vehículos/día. La anchura fue máxima para el ostrero *Haematopus ostralegus* en ambas intensidades. Para otras especies como la aguja colinegra *Limosa limosa* o la alondra *Alauda arvensis* la afección se incrementó considerablemente en la carretera más transitada (Reijnen *et al.* 1996). Kuitunen *et al.* (1998) identificaron el mismo patrón para el mosquitero musical *Phylloscopus trochilus*, piquituertos *Loxia spp.* y el bisbita arbóreo *Anthus trivialis*. En las áreas periurbanas, las aves ligadas a praderas y pastizales no mostraron cambios para carreteras de bajas intensidades de tráfico. Para volúmenes medios se constató una reducción del éxito de cría hasta unos 400 m. desde el borde de la vía que se extiende, junto a una disminución de la presencia, hasta los 700 m en en vías de alta capacidad (Forman *et al.* 2002). Sin embargo, es preciso puntualizar que la intensidad de la afección puede variar dependiendo del tamaño poblacional, siendo menos visible en años de bonanza. Esto podría distorsionar los resultados obtenidos en las investigaciones (Reijnen & Foppen 1995). Los machos de mosquitero musical presentaron densidades menores en una banda de 200 metros en torno a una carretera de alta capacidad lo que se explica por una menor abundancia de individuos adultos. Además la proporción de individuos jóvenes que salían adelante con éxito fue un 50% en la zona de efecto carretera (Reijnen & Foppen 1994). En las dehesas mediterráneas se ha descrito como ciertas especies como la collalba gris *Oenanthe oenanthe* son más abundantes en los márgenes de las carreteras menos transitadas mientras que otras, como el gorrion común *Passer domesticus* o el triguero *Miliaria calandra* presentan una mayor densidad en los márgenes de las vías más transitadas (Peris & Pescador 2004). Otros estudios no encontraron diferencias significativas (Ferris 1979).

Las molestias del tráfico quedan reflejadas en una menor actividad de las rapaces en las proximidades de la carretera durante los fines de semana, coincidiendo con los días de mayor tránsito de vehículos (Bautista *et al.* 2004). Para la subespecie tasmana de águila audaz *Aquila audax fleayi*, la eliminación de la mortalidad por atropello y los impactos de las actividades asociadas al desarrollo de carreteras mejoraron considerablemente su viabilidad poblacional en los modelos de dinámica poblacional en diferentes escenarios paisajísticos creados para facilitar la toma de decisiones en cuanto a la gestión y



ordenación del territorio (Bekessy *et al.* 2009). En el Neotrópico se han obtenido resultados similares con rapaces, con un descenso de la diversidad y de la abundancia al incrementarse el grado de alteración antropogénica (Carrete *et al.* 2009). La construcción de las infraestructuras en humedales conlleva el desplazamiento, frecuentemente temporal, y cambios en los patrones de alimentación de aves limícolas (Burton *et al.* 2002). Sin embargo, los efectos más graves, que pueden acabar con la pérdida definitiva de ciertas especies presentes en un determinado humedal con anterioridad a la construcción de una nueva infraestructura, tardan incluso decenas de años en manifestarse (Findlay & Bourdages 2000).

A mesoescala (buffer de 1 y 2 km), tanto la riqueza como la abundancia de especies orníticas también disminuyen en las proximidades de carreteras y otras infraestructuras humanas. Esto se ha demostrado para áreas desérticas protegidas (Gutzwiller & Barrow 2003b). En bosques la composición como la riqueza específica tolera cierto grado de pérdida del dosel vegetal pero la transformación de los usos de suelo acarrea cambios. Hasta el 80% de las especies de aves forestales desaparecen, en especial las endémicas (Posa & Sodhi 2006). En los fragmentos forestales remanentes sobre una matriz agrícola también se ha constatado una reducción del número de especies tanto generalistas como especialistas hasta unos 2 Km. de distancia de las principales carreteras. Una explicación alternativa a las molestias causadas por el tráfico y la mortalidad por atropello podría ser la pérdida de conectividad al evitar los parches más cercanos a la red viaria (Brotons & Herrando 2001). Estos modelos empíricos pueden emplearse para guiar las decisiones en materia de conservación. A partir de ellos se pueden desarrollar modelos de simulación parametrizados, identificar umbrales u otras aportaciones que puedan resultar útiles para la gestión de hábitats y especies (Gutzwiller & Barrow 2003a).

Además de estas afecciones, las carreteras y el tráfico afectan también a otros aspectos de la ecología de las especies. Las puestas de papamoscas cerrojillo *Ficedula hyoleuca* en los entornos de las carreteras presentaron una menor tasa de éxito frente a aquellas más alejadas del borde de la vía. Como no se detectaron diferencias en cuanto a la fecha y tamaño de la puesta, tal disminución se relaciona con una menor tasa de supervivencia de los polluelos. Ésta, a su vez, posiblemente debida a la mortalidad de los progenitores por atropello (Kuitunen *et al.* 2003). Sin embargo, las puestas podrían beneficiarse de unas tasas de depredación sobre nidos menores en las inmediaciones de carreteras de alta densidad de tráfico, lo que nos indica una menor utilización de estos espacios, al menos, para alimentación (Pescador & Peris 2007). En el mosquitero musical *Phylloscopus trochilus* se han identificado mayores distancias de dispersión para los pollos volantones que habitan en las proximidades de la calzada. Además tienden a seleccionar positivamente la dirección que les aleje de la vía (Foppen & Reijnen 1994). No obstante, en ocasiones el entorno de las carreteras ofrece un lugar adecuado para la nidificación, especialmente si el



paisaje está fuertemente transformado por las actividades humanas. Así, las aves de pastizal pueden nidificar con frecuencia en las cunetas, aunque el tratamiento de esa franja de vegetación resulta determinante (Warner 1992). La predación sobre las puestas en estas nidificaciones de borde de carretera varía con el con la estructura del paisaje circundante de una forma compleja y dependiente de la escala (Bergin *et al.* 2000).

Para los ofidios acuáticos, la movilidad también es también un factor clave para explicar las diferencias interespecíficas en relación a la vulnerabilidad de las poblaciones debido a la mortalidad por atropello. Así, un modelo que incluía la red de carreteras, el volumen de tráfico y la movilidad de dos especies estimó una tasa anual de mortalidad por atropello unas tres veces superior para la especie de mayor movilidad (14-21 % para *Nerodia erythrogaster* frente a un 3-5% en *Nerodia sipedon*) (Roe *et al.* 2006).

Boarman & Sazaki (2006) encontraron una franja de unos 800 m. en torno al eje viario en el que la población de tortugas del desierto *Gopherus agassizzi* era menor, aumentándose a medida que nos alejamos del borde de la vía. Von Seckendorff & Marlow (2002) amplían esta banda de afección hasta los 4000 m. Incluso los vehículos que circulan campo a través pueden afectar negativamente a las poblaciones (Bury & Luckenbach 2002).

Fahrig *et al.* (1995) obtuvieron que, para las vías con mayor tránsito de vehículos, la densidad de anfibios era menor. Además, la proporción entre individuos atropellados e individuos vivos cruzando la vía fue mayor. Con ello se constata que los atropellos pueden causar el declive de las poblaciones de anfibios próximas a las carreteras, en especial, aquellas con elevados volúmenes de tráfico. Sin embargo, las diferencias en cuanto al comportamiento pueden hacer a unas especies más susceptibles que otras al impacto de las carreteras. Así, el grado de afección varía dependiendo de la movilidad de cada especie. Así, una especie como la rana leopardo *Lithobates pipiens*, de mayor movilidad, vió sus poblaciones negativamente correlacionadas con la densidad del tráfico en las carreteras cercanas. Mientras, para la rana verde *Rana clamitans*, de movimientos más reducidos, no se observó ninguna relación (Carr & Fahrig 2001). La disminución de las poblaciones no presenta una relación lineal con la distancia a la carretera sino que es posible la detección de umbrales. Eigenbrod *et al.* (2009) identificaron un umbral en la afección a las poblaciones a 250-1000 m. del borde de la vía para más de la mitad especies estudiadas y también para la propia riqueza específica.

La densidad viaria se correlaciona negativamente con la presencia de la rana de los pantanos *Rana arvalis*. En los hábitats adyacentes la probabilidad se reduce a la mitad respecto a áreas poco fragmentadas (Vos & Chardon 1998). La viabilidad de una metapoblación de una especie de los sapos de espuelas *Pelobates fuscus*, aislada por la red viaria, se ve rápidamente comprometida por un ligero descenso de los individuos



dispersantes procedentes de poblaciones fuente (Hels & Nachman 2002). De hecho, el impacto de la red de carreteras es tal que para anuros forestales al menos iguala el de la pérdida de hábitat. La riqueza específica y la abundancia de 3 de las 6 especies estudiadas tuvieron una mayor correlación con la densidad de tráfico que con la ausencia de bosque. Sólo dos mostraron lo contrario (Eigenbrod *et al.* 2008b).

Las poblaciones fragmentadas son más vulnerables a procesos de endogamia. Valores de heterocigosidad mas bajos para la *R. dalmatina* fueron encontrados en charcas próximas a carreteras. Como causa probable de esta homogenización genética es la reducción del número de individuos adultos, ya sea por atropellos, por el ruido o por la contaminación (Lesbarreres *et al.* 2003). Más allá de la menor riqueza alélica, las poblaciones fragmentadas por carreteras presentaron un mayor grado de diferenciación genética (Lesbarrères *et al.* 2006).

En salamandras pletodontidas, incluso los caminos forestales de la industria maderera son evitados, en especial los más antiguos, con una banda de afección de unos 35 metros (Semlitsch *et al.* 2007). Los caminos también modifican los patrones de selección de los lugares de puesta en urodolos, es especial en aquellas especies poco tolerantes a la alteración como la salamandra de Jefferson *Ambystoma jeffersonianum* o la salamandra opaca *Ambystoma opacum* y menos al tritón de manchas rojas *Notophthalmus viridescens* (Chambers 2008). La presencia de carreteras constituyo uno de los principales elementos explicativos de la presencia de diferentes especies de salamandras ligadas a medios acuáticos, aunque con diferente signo dependiendo de la tolerancia especifica a ambientes alterados: las tolerantes se beneficiaron mientras que disminuía la abundancia del resto (Ward *et al.* 2008).

En las Islas Galápagos, las lagartijas de lava *Microlophus albemarlensis* presentaban una menor densidad en los primeros 100 m. desde el borde de la vía, además de mostrar hasta 30 veces más probabilidades de haber experimentado perdida de la cola (Tanner & Perry 2007). La afección de la carretera sobre lacértidos como el lagarto tizón *Gallotia galloti* varía en función del hábitat adyacente, pudiendo actuar como corredores cuando la carretera atraviesa hábitats, como el bosque de laurisilva, no aptos para la especie (García-Delgado *et al.* 2007).

La pérdida tanto de riqueza especifica como de abundancia también ha sido constatado para los invertebrados que habitan los suelos. Este hecho se potencia en zonas boscosas al asociarse también una pérdida de la profundidad de la capa de hojarasca, reducción visible hasta unos 100 metros más allá del borde de la vía (Haskell 2000). El efecto barrera y el aislamiento poblacional han sido ya constatadas genéticamente en carábidos. Las poblaciones en fragmentos aislados por carreteras presentaron una menor variabilidad



genética, siendo la diferenciación tanto mayor cuanto mayor era la infraestructura viaria (Keller & Largiader 2003). En otros casos se ha obtenido que la riqueza específica de los coleópteros es mayor en zonas con carreteras y que ésta aumenta a medida que nos aproximamos al borde de la calzada, donde las especies generalistas presentan una mayor proporción (Melis *et al.* 2010). Aunque el efecto es limitado, la riqueza específica de lepidópteros se correlaciona negativamente con la densidad viaria (Posa & Sodhi 2006, White & Kerr 2007).

En los ecosistemas fuertemente modificados por la mano del hombre, el área afectada por los impactos viarios se incrementa con rapidez puesto que proporcionalmente esta es mayor allá donde los fragmentos de hábitat son pequeños. Además, se han detectado posibles cambios en el comportamiento para áreas muy modificadas, con un incremento del sedentarismo en ciertas especies, lo que a su vez, potencia el aislamiento genético entre poblaciones (Underhill & Angold 2000). Además es preciso considerar el posible efecto sinérgico entre infraestructuras. El efecto sinérgico de varias infraestructuras lineales paralelos, carreteras y tendidos eléctricos, puede potenciar el efecto barrera causado por estas construcciones. A partir de la biomasa de líquenes como indicador del uso del espacio por los renos, se comprobó que las carreteras que se cerraban durante el periodo invernal no suponían una barrera significativa, pero si junto a la carretera discurría un tendido de alta tensión sí que había diferencias en cuanto a los niveles de uso a ambos lados de tales infraestructuras (Vistnes *et al.* 2004)

I.4. Mortalidad por atropello

La mortalidad de fauna por atropello ha atraído el interés de investigadores, y de la sociedad en general, desde los albores del sector automovilístico. Este inicial interés quedó plasmado en los primeros trabajos sobre la materia. Stoner, ya en 1925, publicó en la revista Science su artículo “the toll of the automobile” donde habla sobre el peaje que el tráfico rodado sobre la fauna silvestre en forma de atropellos. A este trabajo le siguieron otros (Blocher 1926, 1927, 1936, Hadley 1927, Davis 1934, Dreyer 1935, McClure 1951, entre otros) en los que paulatinamente se fueron incorporando ideas y conceptos que con el tiempo han constituido la base de los estudios sobre la ecología de carreteras en general y la mortalidad por atropello en particular. Stoner (1936) calculó tasas de atropello por milla recorrida, realizó una comparación entre estados en función de sus características paisajísticas e incluso discutió sobre como las diferencias entre grupos faunísticos en cuanto a la facilidad de detección de individuos atropellados podía conducir a sesgos en las estimaciones de la mortalidad. Starrett (1938) estudió por primera vez la mortalidad por atropello en una misma zona a lo largo de un año. Pickles (1942) buscó un objetivo similar aunque restringió su área de estudio a 3 millas repartidas en dos y con recorridos hecho en



bicicleta. Dio, además, explicación a las causas de muerte de distintos grupos. Scott (1938) señala que su registro de individuos atropellados se orienta, no tanto a una cuantificación de la mortalidad, sino como al posible uso de tales registros para aumentar el conocimiento sobre la presencia y abundancia de especies. Dickerson (1939) registró los individuos atropellados a lo largo de más de 75.000 millas recorridas, remarcando la importancia de todo el volumen de información recopilado para extraer conclusiones con fines conservacionistas. Haugen (1944) estudio los posibles factores que explicaban la variabilidad estacional en el total de atropellos. Aunque buena parte de investigaciones no se centraron en ningún grupo faunístico en concreto, las aves recibieron un mayor interés específico en los primeros años. Fruto del mismo tenemos los trabajos de White (1927), Linsdale (1929), Clarke (1930), Cottam (1931), o (Baumgartner 1934) en los que se realizaron recuentos de aves atropelladas por especie. Luego la temática se comenzaría a recuperar con los trabajos de Finnis (1960) o Hodson (1965,1966).

En algún momento durante las últimas tres décadas carreteras y vehículos probablemente han sobrepasado a la caza como principal causa antropogénica de mortandad de fauna, tanto vertebrada como invertebrada (Forman & Alexander 1998). Algunas estimaciones realizadas para España apuntan a diez millones de vertebrados atropellados en nuestras carreteras (López-Redondo 1993). Para otros países existen también estimaciones realizadas a partir de estudios realizados en tramos cortos de carretera (Van der Zande *et al.* 1980, Bennett 1991). 159.000 mamíferos y 653.000 en Holanda; 7 millones de aves en Bulgaria; 5 millones de anfibios y reptiles en Australia. Para Estados Unidos se barajan cifras de 1 millón de vertebrados al día (*vide* Forman & Alexander 1998).

Sin embargo, por encima de las estadísticas descriptivas donde se recogen cifras expresadas en términos absolutos, lo que se considera verdaderamente importante es determinar si los atropellos impactan de forma significativa a nivel poblacional. La respuesta a esta pregunta varía dependiendo de la especie con la que tratemos. Así, por ejemplo, en aves, los índices de mortalidad más elevados se alcanzan para el gorrión común *Passer domesticus* pero su gran abundancia y su considerable capacidad de reproducción minimizan la afección hasta hacerla insignificante a nivel poblacional. De hecho, se considera que ninguna de las especies de aves y mamíferos atropelladas con una mayor frecuencia presenta tasas lo suficientemente grandes como afectar al tamaño poblacional más allá de la escala local. Sólo para algunas especies, con frecuencia recogidas en catálogos y listas rojas nacionales, las colisiones con vehículos suponen una seria amenaza (Bekker & Canters 1997). Se trata de especies situadas en la parte alta de la cadena trófica, con tasas bajas de reproducción y elevada movilidad.

Lo que sí resulta plausible que se produzca debido a este tipo de incidentes, pudiendo verse afectada prácticamente cualquier especie (Oschadleus & Harebottle 2002), es una reducción significativa de las poblaciones locales en puntos localizados, incluso llegando a la extinción



local, siempre y cuando las tasas de mortalidad superen a las de reproducción e inmigración (Evink *et al.* 1996). Dicho desde la perspectiva de la dinámica de metapoblaciones, las carreteras actuarían como sumideros y en determinados lugares las “zonas fuente” no tendrían la capacidad suficiente para producir los reemplazos necesarios que eviten la disminución o extinción de la población en la “zona sumidero”.

La percepción social de los atropellos de fauna varía en función del tamaño de la especie. De igual forma que con otros temas en materia de conservación, existe una escasa concienciación colectiva para grupos faunísticos de reducido tamaño tales como los anfibios, los cuales sufren numerosas bajas en las carreteras durante las migraciones primaverales a los puntos de reproducción pudiendo comprometer la viabilidad de las poblaciones locales (Langton 1989, Fahrig 1995). Esta situación resulta aún más incomprensible si consideramos que la aplicación de soluciones eficaces sería económicamente viable, al menos para los principales puntos negros. Por otro lado tenemos las colisiones con fauna de gran porte, generalmente especies cinegéticas como el jabalí *Sus scrofa*, ciervo *Cervus elaphus* y corzo *Capreolus capreolus*, que suponen una seria amenaza para la seguridad vial, cobrándose vidas y provocando cuantiosos daños materiales (Conover *et al.* 1995). Debido a su elevado riesgo para la conducción este tipo de incidentes captan la atención de la sociedad y de los medios de comunicación, en especial cuando se ven involucradas especies amenazadas como el caso del lince *Lynx pardina* en Andalucía.

Algunas investigaciones han estudiado la mortalidad en carreteras de forma global. Por ejemplo, para Orłowski & Nowak (2006) en Polonia, los atropellos fueron más frecuentes desde finales de primavera a inicios de otoño, en la cercanía de áreas construidas puesto que la mayor parte de las especies atropelladas están ligadas a medios antropizados (un 26% fueron topillos campesinos *Microtus arvalis* y un 20% dos especies de *Erinaceus spp.*). La tasa de atropello vario entre 0.29 ± 0.14 de las carreteras de escaso tráfico y los 2.13 por cada 100 m. en la vía más transitada. Para Gryz & Krauze (2008), también en Polonia, el 90.7% de los atropellos fueron anfibios, especialmente anuros (*B.bufo*, *R. arvalis*, *Rana spp.*) durante el periodo de migración a las charcas de reproducción. Sin embargo, para un tramo de carretera de 32 Km. en Eslovaquia solo se detectaron mamíferos y aves, representando el hámster común *Cricetus cricetus* un 35.7% de los atropellos (Hell *et al.* 2005).

En Brasil, un estudio realizado durante un año en dos carreteras se estimó una tasa mensual de atropello de 0.34 individuos/mes. Los mamíferos el grupo con mayor representación con un 63.1% del total, siendo la zarigüeya orejiblanca *Didelphis albiventris* la especie con más registros. Los atropellos fueron ligeramente más numerosos durante el verano (Coelho *et al.* 2008). En las grandes llanuras norteamericanas, la zarigüeya



norteamericana *Didelphis virginiana*, el armadillo de nueve bandas *Dasyurus novemcinctus*, la mofeta rayada *Mephitis mephitis*, y el mapache *Procyon lotor* (Smith-Patten & Patten 2008).

En las carreteras de Tasmania las especies más frecuentes detectadas en los muestreos de individuos atropellados fueron el posum de cola de cepillo *Trichosurus vulpecula* y el pademelon de Tasmania *Thylogale billardierii* (Hobday & Minstrell 2008). Para Australia, de acuerdo al trabajo de Taylor & Goldingay (2004) destacaron el bandicut marrón septentrional *Isodon macrourus*, el pósium *Trichosurus cunninghami* y la urraca australiana *Cracticus tibicen*.

No se han llevado a cabo muchos estudios, sobre todo para fauna de porte mediano y pequeño, que analicen la evolución a largo plazo del número de atropellos. Carvalho & Mira (2011) realizaron muestreos de la misma carretera en 2 periodos separados por 9 años y encontraron un incremento del número total de atropellos registrados, lo que se explicaría por un aumento de los volúmenes de tráfico. La mayor parte de variables explicativas fueron comunes para ambos periodos aunque se detectaron cambios asociados a variaciones en las condiciones climatológicas. En Nueva Zelanda se compararon los resultados de varios muestreos espaciados por un lapso de tiempo de 20 años y los obtenidos desde conteos realizados desde mediados del S XX, con importantes cambios en las tasas de atropello aunque las tendencias varían según especie (Brockie *et al.* 2009).

Las variables que influyen en los atropellos de fauna son de carácter diverso y relativas al trazado de la carretera; a las características de cada especie, sus actividades vitales y el tamaño de sus poblaciones; y las variables paisajísticas, las diferentes teselas, la relación espacial entre las mismas y cómo la fauna se comporta dentro de este mosaico en busca de satisfacer sus necesidades vitales. Además, la propia infraestructura viaria y sus alrededores resultan atrayentes para diversos grupos que acuden a ella en busca de insectos, semillas, plantas en las cunetas, sal para el deshielo, o cadáveres de animales atropellados. Cuanto mayor sea su tiempo de residencia en esta zona sus probabilidades de ser golpeados aumentarán (Oetting & Cassel 1971, Ellenberg *et al.* 1991). Los diferentes tipos de carreteras presentan patrones de mortalidad por atropello diferentes, y también puede haber diferencias espaciales. Así, Clevenger *et al.* (2003) en un estudio en la Provincia de Alberta (Canadá) encontraron que tanto aves como mamíferos presentaban tasas de atropello más altas en carreteras secundarias que en autopistas de una alta capacidad. Además, en las primeras, los atropellos mostraron una mayor dispersión que para las autopistas. Por ello, en la ordenación territorial y la planificación de la red viaria sería interesante la definición de áreas de tráfico reducido donde sólo se construyen carreteras de acceso y no vías que las atraviesen. Para tal fin deben potenciarse la canalización del tráfico prioritariamente por las carreteras de alta capacidad (van Langevelde *et al.* 2009).



En áreas naturales peri-urbanas, donde el impacto del tráfico es severo, las bajas en carreteras inciden en las poblaciones y en los patrones de movimiento. En una reserva en Nueva Gales del Sur, (Ramp *et al.* 2006) encontraron diferencias en cuanto a los puntos de atropello entre mamíferos, que se concentraban en los tramos de densa cobertura vegetal del borde de la calzada, y las aves, cuyos cadáveres eran más frecuentes para tramos con vegetación adyacente de escasa altura.

También la componente temporal reviste importancia. Por la noche, la distancia a la que un conductor detecta a un animal en la carretera depende de las características morfológicas de cada especie y, por tanto, con ésta también varía el tiempo de reacción con el que cuentan los automovilistas para evitar la colisión. Así, una liebre europea puede ser detectada al doble de la distancia que un demonio de Tasmania *Sarcophilus harrisii* por lo que el atropello de las primeras es menos probable que el de los segundos (Hobday 2010).

La cantidad de aves atropelladas anualmente es muy elevada. A partir de los seguimientos estandarizados en carreteras se han podido extrapolar cifras totales de mortalidad. En Europa las especies atropelladas con más frecuencia son el gorrión común *Passer domesticus*, el mirlo *Turdus merula*, o la golondrina *Hirundo rustica*. Una proporción considerable de las bajas se producen en verano coincidiendo con la época en la que los pollos del año inician sus primeros vuelos. No se ha podido identificar cierto sesgo hacia alguno de los sexos, en parte debido a que en muchas ocasiones no es posible reconocer el sexo tras un atropello (Erritzoe *et al.* 2003)

Las consecuencias poblacionales de la mortalidad por atropello se han evaluado para ciertas especies. Mumme *et al.* (2000) trabajaron con poblaciones de urraca azuleja de Florida *Aphelocoma coerulescens* y encontraron que la tasa de mortalidad de adultos en las inmediaciones de una autovía era un 25% superior que en áreas más alejadas, siendo ésta aún mayor para los individuos migrantes que se asentaban en esta zona. A la mortalidad de adultos se le suma una elevada tasa en el caso de los pollos volanderos. La combinación de ambas excede la capacidad de reclutamiento por lo que las inmediaciones de las carreteras se convierten en zonas sumidero.

Dentro de las aves, un grupo con numerosas bajas en carretera es el de las rapaces nocturnas. Éstas, en el caso de la lechuza *Tyto alba*, se concentran en paisajes abiertos a lo largo de tramos elevados con terraplenes laterales y sin vegetación arbustiva a los lados de la calzada (Massemin & Zorn 1998). En el mochuelo *Athene noctua* la mayor parte se asocia al periodo de pollos volantones. La probabilidad de atropello aumenta con la presencia de vegetación de, al menos, porte arbustivo y disminuye con la presencia de luz artificial (Hernandez 1988). De acuerdo a Gomes *et al.* (2009) hay diferencias entre las



especies de strigiformes: los mochuelos son más atropellados en las proximidades de núcleos habitados; las lechuzas en áreas abiertas con márgenes que favorezcan las poblaciones de micromamíferos y lejos de núcleos poblados; los cárabos *Strix aluco* en los bosques mediterráneos de encinas y alcornoques. Para el pavo salvaje *Meleagris gallopavo* una densidad de carreteras elevada implica una mayor accesibilidad, pudiendo incrementar la presión cinegética en detrimento de las poblaciones de la especie (Holbrook & Vaughan 1985, Thogmartin & Schaeffer 2000).

Para los mamíferos carnívoros, la mortalidad en carretera es una de las principales causas de mortalidad. En un estudio de radio-tracking con ocelotes *Leopardus pardalis* hasta el 45% de los mismos murieron por colisiones con vehículos (Haines *et al.* 2005). Para el puma *Puma concolor* el porcentaje se estimó en un 35% (Taylor *et al.* 2002). En el lince ibérico *Lynx pardinus* fue de un 16.7% siendo la 2ª causa (Ferrerías *et al.* 1992). La elevada mortalidad en carreteras del lince europeo *Lynx lynx* limita la conectividad entre parches de vegetación más que la propia distribución espacial de estos parches (Kramer-Schadt *et al.* 2004). También los atropellos de carnívoros responden a patrones espacio-temporales. En el espacio, los zorros *Vulpes vulpes* se atropellan con más frecuencia en secciones de carretera alejadas de áreas urbanas. La garduña *Martes foina* en las inmediaciones de alcornocales. Los meloncillos y ginetas *Genetta genetta* en tramos cercanos a curvas (Grilo *et al.* 2009). Una de las causas que favorecen la mortalidad por atropello es la presencia de presas en las inmediaciones de la calzada, lo que atrae a los carnívoros hasta la vía con el consiguiente riesgo de colisión. Este es el caso del turón *Mustela putorius* y los conejos *Oryctolagus cuniculus* (Barrientos & Bolonio 2009). Ciertas áreas como las medianas de las autovías o los taludes pueden constituir hábitats adecuados para el establecimiento de poblaciones de lagomorfos y otras presas como micromamíferos (Adams 1984). En comparación con su abundancia, parece que los carnívoros resultan menos atropellados de lo que sería esperable. En relación al tamaño, parece que son las especies de porte medio las más proclives a sufrir bajas por atropello, aunque esto en parte podría deberse a una menor detectabilidad de especies de menor tamaño o que los cadáveres sean más rápidamente retirados de la calzada por especies carroñeras (Barthelmess & Brooks 2010).

Las carreteras también han superado al trampeo como la principal causa de mortalidad antropogénica de nutria *Lutra lutra* en Europa (Hauer *et al.* 2002). Los atropellos se vinculan con los puntos de cruce entre carreteras de alta densidad y cursos de agua (más de dos tercios se produce en una banda de 100 metros de anchura en torno al cauce), con una mayor tasa de atropellos en machos (Philcox 1999). También en las proximidades de lagos o incluso en zonas sin cursos de agua en las inmediaciones, lo que podría ser el resultado de desplazamientos más largos entre parches favorables en zonas con abundancia de lagos (Jancke & Giere 2011). Los atropellos se concentran durante los meses



de invierno y primavera, pudiendo tener un importante impacto sobre las poblaciones (Guter *et al.* 2005).

Otra especie estudiada en profundidad ha sido el tejón *Meles meles*, para la cual los atropellos constituyen una de las principales causas de mortalidad, en algunas poblaciones la principal. La tasa de atropellos por kilómetro aumenta con la intensidad hasta alcanzar una asíntota (Clarke *et al.* 1998). Presentan dos picos estacionales con una mayor tasa, primavera y finales de verano, que afectan por igual a ambos sexos y que están relacionados con el periodo de celo (Davies *et al.* 1987). Sin embargo, Aaris-Sörensen (1995) obtuvo un mayor número de hembras durante la primavera. En ambos estudios la proporción de tejones jóvenes y dispersantes fue baja, correspondiendo la mayoría de atropellos a individuos adultos.

Para el perro mapache *Nyctereutes procyonoides viverrinus* la relación entre la mortalidad por atropello y las densidades de tráfico variaba dependiendo de la escala de trabajo, con una correlación positiva para escalas regionales amplias pero negativa a escala local. Los tramos con mayor tasa de atropellos se sitúan en las proximidades de puntos de agua y de bosques caducifolios. También se reconocen patrones temporales (Saeki & Macdonald 2004).

Los erizos *Erinaceus sp.* son uno de los grupos más comúnmente atropellados. Holsbreek *et al.* (1999) calcularon que entre 230.000 y 350.000 erizos morían anualmente en las carreteras belgas. La mayor parte de los cuales están asociados a zonas antropizadas (Orlowski & Nowak 2004). Otros géneros de erizos, como el del erizo moruno *Atelerix algirus* también resultan frecuentemente atropellados en otras partes del mundo (Sayah *et al.* 2009). En el caso de la liebre de California *Lepus californicus*, especie más frecuente en los muestreos realizados por Caro *et al.* (2000), los atropellos no mostraron estacionalidad.

Otro grupo de mamíferos que, aunque ha recibido poca atención investigador, es posible que se vea fuertemente afectado por los atropellos, es el de los murciélagos. Gaisler *et al.* (2009) encontraron individuos atropellados de la práctica totalidad de especies que habitaban los alrededores de la autovía estudiada, con un mayor número de atropellos en las zonas de mayor actividad próximas a lagos. También, son frecuentes en las zonas cercanas a los núcleos urbanos (Bafaluy 2000). Los puntos donde la carretera corta elementos lineales del paisaje, como por ejemplo hileras de arboles, son especialmente conflictivos porque los murciélagos tienden a seguirlas durante sus desplazamientos (Lesiński 2008). La forma del vuelo parece no influir en la tasa de mortalidad de tal forma que la proporción de atropellos de especies caracterizados por tipologías de vuelo cercanas al suelo no es mayor que aquellas que lo hacen a una mayor altura (Lesiński *et al.* 2011).



En Oceanía, las víctimas más prominentes por atropellos son los canguros, walabies y ratas canguro. Las colisiones de canguros son más frecuentes en curvas, con elevada cobertura vegetal próxima al borde de la calzada, y en momentos con elevados volúmenes de tráfico, no encontrándose diferencias en cuanto a sexo o edad respecto a las poblaciones limítrofes (Klocker *et al.* 2006). Por el contrario, Coulson (1997) encontró un cierto sesgo hacia los machos para varias especies. Los atropellos pueden llegar a acabar con ciertas poblaciones de marsupiales como en el caso del walabi de pantano *Wallabia bicolor*. Los modelos poblacionales muestran que una reducción del 20% en la mortalidad de hembras por atropello sería suficiente para asegurar la viabilidad a largo plazo (Ramp & Ben-Ami 2006). Otras marsupiales atropelladas en gran número son los posum en Australia, como el de cola de cepillo *Trichosurus vulpecula* o el de cola anillada *Pseudocheirus peregrinus* (Russell *et al.* 2009) o las zarigüeyas como *Didelphis virginiana* en América (Kanda *et al.* 2006).

En los armadillos tanto la tasa de atropellos como la localización espacial de los mismos varían con las variaciones de actividad de la especie a lo largo del año. En los momentos de baja actividad la tasa es menor y localizada a puntos cercanos a masas de vegetación. Con el incremento de actividad los atropellos aumentan y no están tan ligados a ciertos hábitats y si a la intensidad de tráfico (Inbar & Mayer 1999)

En el sapo común *Bufo bufo* van Gelder (1973) estimó que una carretera con una densidad de tráfico de 10 veh./día suponían la pérdida del 30% de las hembras que trataban de cruzarlo. La distribución espacial de los atropellos varía a lo largo del año y se correlaciona con la abundancia local de la especie (Orlowski 2007). Como los anfibios realizan desplazamientos relativamente localizados es posible identificar las variables que explican la localización espacial de los puntos negros de atropellos, los lugares donde se priorizará la instalación de medidas mitigadoras. Langen *et al.* (2009) encontraron que, para las especies de anfibios y reptiles del norte del estado de Nueva York, los principales puntos negros se localizan a menos de 100 metros de un humedal, especialmente en tramos de carretera elevados que presentan a ambos lados humedales. Para Orlowski *et al.* (2008) a escala regional el volumen de tráfico no es un indicador válido para definir las zonas con mayor tasa de atropellos de anfibios, sino la proporción de bosque y la superficie de charcas. Además, la relación entre atropellos y volúmenes de tráfico varía con la especie de anfibio considerado. Mazerolle (2004) encontró un incremento en el número de atropellos para mayores intensidades de tráfico en el caso del sapo americano *Bufo americanus* pero un descenso en las bajas del sapo mirón de primavera *Pseudacris crucifer*. Para las especies del género *Rana* se registró un máximo para intensidades medias. Es posible calcular la probabilidad de que un individuo de una determinada especie sea atropellado considerando la velocidad y el ángulo de cruce así como la intensidad de tráfico. Estos cálculos son válidos para especies que no presenten comportamientos inteligentes respecto al tráfico. Así, en autovías la probabilidad de cruce es prácticamente cero (Hels &



Buchwald 2001). Así, para *Ambystoma maculatum* en Massachusetts se estimó que, de acuerdo el desplazamiento medio realizado durante la migración hasta los lugares de reproducción, de una a tres cuartas partes de las poblaciones podían verse afectadas por la mortalidad en carreteras. Aquellas donde los atropellos suponen la adición de más de un 10% a la mortalidad natural verían comprometida su viabilidad a largo plazo. De acuerdo a las tablas de supervivencia y a la capacidad de desplazamiento de cada especie es posible definir umbrales tanto de densidad viaria como de volúmenes de tráfico por encima de los cuales está justificada la implementación de medidas correctoras (Gibbs & Shriver 2005). La realización de los desplazamientos migratorios siguiendo o no rutas y corredores definidos condiciona las características de las medidas mitigadoras a implementar (Hartel *et al.* 2009).

A una velocidad de desplazamiento relativamente lenta, las serpientes acuden con frecuencia a la calzada para termorregularse por lo que la mortalidad por atropello en este grupo es elevada (Rosen & Lowe 1994). Un estudio con ejemplares radio marcados de serpiente ratonera negra *Elaphe obsoleta* mostró que la especie no evitaba la calzada, siendo la probabilidad de atropello pequeña (menos del 1%) pero la mortalidad era lo suficientemente grande para acabar con la población a largo plazo (Row *et al.* 2007). En el caso de la víbora hocicuda *Vipera latastei* y la víbora de Seoane *V.seoanei* los machos resultan más atropellos que las hembras, con un mayor número de registros durante la primavera (Brito & Alvares 2004). El mismo sesgo hacia machos adultos, pero con una mayor tasa a finales de verano, se ha descrito para la massasauga *Sistrurus catenatus* (Shepard *et al.* 2008b). En el caso de los ofidios y quizás otros reptiles como las tortugas mordedoras *Chelydra serpentina* el número de atropellos puede incrementarse por la acción intencionada de los propios conductores (Ashley *et al.* 2007).

Sobre atropellos de lagartos y lagartijas se tiene escasa información. Grant & Doherty (2009) no encontraron una mortalidad directa en el lagarto de cuernos de cola plana *Phrynosoma mcallii* por vehículos que circulaban fuera de pistas y caminos, aunque estos generan otros efectos indirectos que posiblemente puedan disminuir la calidad del hábitat para la especie.

Dentro de los reptiles, otro grupo especialmente vulnerable a la mortalidad en carretera son las tortugas y galápagos (Goodman *et al.* 1994), suponiendo, también, para algunas especies una seria amenaza para las poblaciones (Gibbs & Shriver 2002). Un fenómeno ampliamente constatado para los galápagos es que son las hembras las que resultan atropelladas con más frecuencia debido a una mayor movilidad lejos del agua para realizar la puesta. En especies semiacuáticas y terrestres este hecho no es tan marcado. Como resultado, tenemos poblaciones de galápagos con un claro sesgo hacia los machos (Steen & Gibbs 2004, Gibbs & Steen 2005, Steen *et al.* 2006). Además los bordes de la carretera



pueden convertirse lugares atractivos para establecer el nido, lo que atrae a las hembras a las inmediaciones de la vía (Aresco 2005a). El periodo de nidificación coincide con la máxima tasa de atropellos (Beaudry *et al.* 2010). A nivel paisajístico estas especies, como la tortuga moteada *Clemmys guttata* y la tortuga de Blanding *Emydoidea blandingii*, resultan atropelladas con más frecuencia en tramos de carretera cercanos a masas de agua en hábitats propicios para la especie. De mayor complejidad es la definición de puntos más concretos en base a movimientos de individuos radio-marcados (Beaudry *et al.* 2008).

1.4.1. Consideraciones sobre metodología de estudio de mortalidad y fragmentación por carreteras

En toda monitorización de mortalidad en carretera resulta prácticamente imposible detectar todos los individuos atropellados. Hay una discrepancia entre el número real y el cuantificado. A parte de las propias características anatómicas y ecológicas de cada especie, la capacidad de detención varía con el número de prospecciones y con la metodología seguida. También con la experiencia y habilidad del personal que realiza el censo. Hay otros factores igualmente importantes como la presencia de predadores y aves de presa que retiren los cadáveres, la topografía y el tipo de vegetación en los bordes de la carretera, las condiciones meteorológicas o el momento del día. Así, se estima que el número real de atropellos puede llegar a ser hasta 12-16 veces superior al estimado mediante un censo diario (Slater 2002). Svensson (1998) también apunta a una considerable infraestima en los resultados de los muestreos para los atropellos de aves.

En el caso de los anfibios, los restos de los cadáveres apenas permanecen unas horas en la calzada. Teniendo en cuenta que la mayor parte de atropellos se producen por las noches, en carreteras con cierto tráfico a la mañana siguiente ya muchos han desaparecido. Además debido a su reducido tamaño y su fragilidad son difíciles de detectar. Por tanto, para estudiar el problema será necesario realizar los muestreos en los días de migración. En cuanto al método de muestreo depende de cual sea nuestra área de estudio y nuestros objetivos. Si queremos cuantificar la mortalidad y evaluar sus posibles consecuencias poblacionales, se requiere de un método que permita la detección del mayor número posible de individuos atropellados de tal forma que cuanto más nos acerquemos al número real, mejor. Para tal fin los muestreos a pie son idóneos. Desde el coche muchos más quedan sin ser identificados, aunque depende de la especie en cuestión. Sin embargo, si queremos localizar puntos negros donde implementar medidas mitigadoras tenemos que tanto los muestreos a pie como los realizados desde vehículos son válidos para identificar los patrones espacio-temporales de los atropellos de anfibios. Además los muestreos desde coche permiten recorrer distancias mayores en menos tiempo lo cual es importante si



consideramos el escaso tiempo de residencia de los cadáveres en la calzada (Langen *et al.* 2007).

En los últimos años se ha comenzado a incorporar métodos genéticos para estudiar los efectos de la fragmentación de hábitat y efecto barrera sobre las poblaciones de fauna (Simmons *et al.* 2010). Se pretende profundizar en los efectos a nivel genético de las restricciones impuestas por las infraestructuras lineales ya constatados con los estudios de movilidad basados por ejemplo en radio-seguimiento o en captura-recaptura. Presentan importantes ventajas como, entre otras, la posibilidad de ser aplicados a prácticamente cualquier organismo, permite trabajar con muestras mayores, o permite extraer información sobre los movimientos y la dispersión en diferentes escalas de tiempo. Generalmente se ha trabajado con frecuencias alélicas (Gerlach & Musolf 2000, Keller & Largiadèr 2003, Epps *et al.* 2005, Kuehn *et al.* 2007) aunque quizás este método no sea lo suficientemente preciso para detectar los fenómenos incipientes provocados por la reciente, en escala evolutiva, construcción de la red viaria. En estos últimos años, nuevas técnicas han permitido vencer estos inconvenientes: las aproximaciones basadas en el individuo empleando microsátélites (Riley *et al.* 2006, Balkenhol & Waits 2009).

1.4.2. Los atropellos como fuente de información

La distribución espacio-temporal de los atropellos puede emplearse como método alternativo y/o complementario a otras técnicas de censo (Case 1978). Esta fuente de datos, generalmente amplia en volumen, continua en el tiempo, y con una cobertura espacial puede constituir una fuente valiosa de información sobre la presencia, abundancia o aspectos de la estructura poblacional de las especies atropelladas. Baker *et al.* (2004) identificaron una correlación espacio-temporal entre las densidades de poblaciones de zorro y el número de atropellos, especialmente una vez incluida en los modelos la longitud de carreteras principales en cada región, por lo que concluyeron que la tasa de atropellos podría servir para la monitorización de las poblaciones en el espacio y en el tiempo. Para ungulados como el ciervo de cola blanca *Odocoileus virginianus* (McCaffery 1973) o el alce *Alces alces* (Hicks 1993), el número de colisiones es un buen indicador de los cambios en el tamaño de las poblaciones. Las huellas en carreteras y caminos de camino y grava fueron empleadas para la detección de la presencia del puma *Felis concolor* (van Dyke *et al.* 1986), aunque no fueron útiles para la obtención de densidades (van Sickle & Lindzey 1992). También permiten establecer diferencias en los patrones de actividad entre sexos, por ejemplo en el caso de los tejones (Jefferies 1975).

Sin embargo, tenemos que tener siempre en cuenta que no se trata de un método específicamente diseñado para el censo de una determinada especie por lo que es posible



que estemos introduciendo algún tipo de sesgo. Por ejemplo, los censos hechos en carretera para poblaciones de galápagos pueden sobreestimar la proporción de hembras (Steen & Smith 2006). Loughry & McDonough (1996) no encontraron diferencias en cuanto a sexo entre los individuos adultos atropellados y los capturados vivos en una población de armadillos *Dasybus novemcinctus*. Sin embargo, la muestra de atropellos no era representativa de la estructura de edades de la población, con un sesgo hacia la etapa adulta puesto que prácticamente no se encontraron jóvenes atropellados. En la misma dirección, Ghert (2002) apunta que para las poblaciones de mapache *Procyon lotor* estudiadas, los atropellos eran útiles como indicador de las tendencias poblacionales pero avisan que tanto las comparaciones entre poblaciones en diferentes hábitats como los resultados para áreas de baja densidad poblacional debían ser tomadas con precaución.

Más allá de los atropellos, también las carreteras se han empleado como transectos lineales para el censo de diferentes grupos faunísticos: las observaciones de ciervos desde carreteras forestales estuvieron correlacionadas con las fluctuaciones poblacionales (Sage *et al.* 1983). En las rapaces estos transectos se han mostrados útiles para la obtención de la distribución y de abundancias relativas (Andersen *et al.* 1985, Ellis *et al.* 1990, Marin & Schmitt 1996). Hanowski & Niemi (1995) encontraron que, para hábitats similares, los patrones de riqueza específica y de abundancia en similares entre puntos de muestreo emplazados en la vía y los situados al menos a 200 m. de la misma. También se han empleado para censos de anfibios y reptiles (Coleman *et al.* 2008).

1.4.3. Las colisiones con ungulados

Las colisiones de vehículos con animales salvajes constituyen un problema creciente que justifica la investigación y la aplicación extendida de medidas de mitigación (Hughes *et al.* 1996). El número de accidentes con mamíferos de cierto porte asciende en el mundo a varios millones por año. (Conover *et al.* 1995, Bruinderink & Hazebroek 1996, Romin & Bissonette 1996, L-P Tardiff & Associates, Inc. 2003, Litvaitis & Tash 2008). En España, según informes inéditos de las Consejerías de Medio Ambiente respectivas, algunas regiones como Asturias, Cantabria, Galicia, País Vasco y en especial Castilla y León (Fernandez 1993, Pulido 1999, Markina 1999, Direccion General de Tráfico 1999, Suarez 2001, Naves *et al.* 2003) presentan una alta y reciente incidencia de este tipo de sucesos.

Los accidentes con grandes mamíferos causan considerables pérdidas humanas y cuantiosos daños materiales, que soportan las compañías de seguros y administraciones. En los EE.UU. los costes se han estimado en unos 1500 dólares de media por colisión (Conover *et al.* 1995). En 1983 los costes medios por colisión se estimaron en 569\$ (Hansen 1983). La mayor parte de los costes económicos de las colisiones con grandes ungulados se



debe a los daños personales (entre el 55 y 80% del total dependiendo de la especie) (Huijser *et al.* 2009). Entre estos daños se incluyen esquinces de cuello y contusiones, heridas y abrasiones en la cabeza y en la parte superior del tronco (Conn *et al.* 2004). En la gravedad de la colisión inciden también factores relacionados con los accidentes de tráfico más normales como el exceso de velocidad, no llevar abrochado el cinturón de seguridad, la ingesta de alcohol, o el uso del teléfono móvil u otros aparatos electrónicos que pueden distraer al conductor. La minimización de estos factores de riesgo podría pasar por un endurecimiento de la leyes o mejoras en la educación vial (Pynn & Pynn 2004).

Las variables que concurren en los siniestros se relacionan con las características propias del tráfico, del hábitat circundante y de las especies y comunidades animales. Sin embargo, en términos ecológicos, los atropellos quizá no constituyan el mayor impacto sobre las poblaciones silvestres, puesto que, a largo plazo, los efectos derivados de la fragmentación del hábitat resultan más perjudiciales.

Los estudios sobre ungulados y carreteras en los años 70 se generalizaron. Se comprobó que la mayor parte de accidentes se relacionaban con el periodo de celo y las molestias derivadas de la caza. Además, durante el periodo habilitado para el ejercicio de la caza, podría incrementarse la movilidad de la fauna y, como consecuencia, el riesgo de atropello (Etter *et al.* 2002, Sudharsan *et al.* 2006). También ya se identificaron dos picos diarios, uno al amanecer y otro al atardecer que se extiende a lo largo de las primeras horas de la noche. De hecho, la tasa de atropellos es de 30 a 60 veces superior durante la primera hora después del atardecer (Haikonen & Summala 2001). Además resultan más frecuentes en el fin de semana debido a un mayor número de desplazamientos por carretera.

Dentro de las distintas especies de ungulados, víctima frecuente en las carreteras norteamericanas es el ciervo de cola blanca *Odocoileus virginianus* (i.e: Bellis & Graves 1971, Allen & McCullough 1976, Bashore *et al.* 1985). Por ello, se ha profundizado en los parámetros vinculados con los accidentes en los que se ve involucrada dicha especie. En Michigan, la conversión de una carretera convencional en una autovía de 4 carriles dobló el número de siniestros, con un pico de mortalidad en el año siguiente a su desdoblamiento (Reilly & Green 1974). La ubicación de los vallados juega un papel fundamental a la hora de explicar la ubicación de los atropellos, siendo mayor la tasa de atropellos cuando el vallado se localizaba en el borde de una masa forestal (Puglisi *et al.* 1974). En este sentido, a medida que aumenta la distancia a bosque disminuye la probabilidad de atropello. La presencia de cauces o de corredores riparios que atraviesen el trazado los favorecen (Finder *et al.* 1999). La pendiente y la altura de la vegetación adyacente también son factores a considerar (Biggs *et al.* 2004). Estos cérvidos evitan un área de unos 200 metros en torno a la vía aunque la anchura depende de los niveles de tráfico y del habitar circundante. El rechazo es mayor para el ciervo de cola blanca que para el ciervo común



(Rost & Bailey 1979). De hecho, en algunos estudios no se encontró relación con el volumen del tráfico, estando ligados a zonas de cultivo y con mayor proporción de hembras salvo en noviembre (Gleason & Jenks 1993). Para una zona periurbana de la ciudad de Minneapolis Nielsen *et al.* (2003) apuntaron al menor número de edificios y a una mayor proporción de parches de titularidad pública como principales factores explicativos de la ubicación espacial de los puntos negros. Aparte de variables paisajísticas, Hubbard *et al.* (2000) identificaron que los puntos negros de ciervo se correlacionaban con tramos en el entorno de puentes. Lógico porque los arroyos y bosques de ribera atraen y canalizan los desplazamientos de fauna.

Côté *et al.* (2004) describen el incremento de las poblaciones de ciervo tanto en distribución como en abundancia prácticamente en todo el mundo, que ha tenido como consecuencia considerables daños agrícolas y forestales. También ha determinado importantes cambios en los ecosistemas.

Es preciso destacar que el comportamiento de los ciervos depende del hábitat donde se desenvuelvan y probablemente también es función de la densidad poblacional. Suelen frecuentar en mayor medida las inmediaciones de la carretera cuando esta discurre por medio de una zona boscosa que cuando lo hace a lo largo de un ecotono entre bosque y zonas de cultivo. Esto podría explicarse porque los ciervos tienden a rechazar las áreas próximas a la calzada cuando disponen de recursos alimenticios suficientes en forma de cultivos como el maíz, pero en paisajes forestales homogéneos un recurso muy atractivo para el pastoreo sería la vegetación herbácea que crece en los bordes de la vía. La separación entre zonas de refugio y alimentación obliga a los ciervos a cruzar pero si al otro lado de la vía hay un recurso que ya tienen disponible parece que evitan el paso. Por ello, hay una mayor proporción de cruces en los que ecotonos que en el interior de los bosques (Waring *et al.* 1991).

Carbaugh *et al.* (1975) encontraron que el ciervo mulo *Odocoileus hemionus*, una especie próxima al anterior, acudía a las inmediaciones de la vía en zonas boscosas en busca de la vegetación herbácea. Sin embargo, en áreas agrícolas la abundancia era menor cerca la calzada.

Por las características anatómicas del alce *Alces alces*, las colisiones con esta especie son una de las más peligrosas. La proporción de accidentes graves es mayor que los ocasionados por otros ungulados. (Farrell & Morris 1996) cifran en un 9% la proporción de consecuencias fatales y solicitan cambios en el diseño de los vehículos que protejan la integridad del habitáculo de los pasajeros. Al igual que para otros ungulados, el número también ha aumentado en los últimos años, en parte por el incremento del tráfico, en parte por el incremento de las poblaciones (Oosenbrug *et al.* 1991). La probabilidad de



sufrir daños humanos se incrementa en tramos rectos, durante la noche y en periodos sin lluvia, seguramente porque los vehículos circulen a una mayor velocidad (Lavsund & Sandegren 1991). También cuando en el vehículo siniestrado viajan pasajeros (Joyce & Mahoney 2001). En un ambiente periurbano también pueden ser frecuentes las colisiones, como en las inmediaciones de la ciudad de Anchorage en Alaska (Garrett & Conway 1999). Las carreteras también suponen barreras para el libre movimiento de los alces, de tal forma que el cruce de carreteras es hasta 16 veces menor a lo que le correspondería por puro azar. Evitan acercarse a menos de 500 m. de la vía, aunque algunos individuos se acercan a las inmediaciones de la calzada en busca de la vegetación con altas concentraciones de sodio fruto del uso de la sal para el deshielo durante el mantenimiento invernal (Miller & Litvaitis 1992, Laurian *et al.* 2008a). El requerimiento de sodio, raro en los ecosistemas boreales, es mayor durante la primavera e inicios de verano, con el consiguiente incremento en el número de atropellos (Fraser & Thomas 1982), si bien la frecuencia total de visitas a las charcas es baja (Laurian *et al.* 2008b). También resultan frecuentes las colisiones con trenes. En este caso los factores climáticos desempeñan un importante papel con una relación directa del número de siniestros con el espesor de nieve acumulada en el suelo. Las fuertes nevadas empujan a los alces a los fondos de valle, por donde frecuentemente discurren las líneas férreas (Andersen *et al.* 1991, Gundersen *et al.* 1998).

Gagnon *et al.* (2007) trabajando con ciervos *Cervus elaphus* radio-marcados encontraron que tanto la presencia como la probabilidad de cruce disminuían en los periodos con un mayor volumen de tráfico en la carretera, aunque con variaciones estacionales y también en relación a los hábitat adyacentes. Resultados similares fueron encontrados por Rowland *et al.* (2000).

Los caribúes *Rangifer tarandus caribou* evitan las construcciones humanas destinadas a la extracción de recursos, especialmente cuando en ellas hay mas actividad. Así, evitan una banda de unos 250 metros en torno a las carreteras (Dyer *et al.* 2001). Este comportamiento hace de carreteras con tráfico moderado barreras semipermeables (Dyer *et al.* 2002). A nivel paisajístico también se identifica con claridad un rechazo hacia aéreas con elevada densidad de carreteras (Fortin *et al.* 2008)

En el corzo, en un estudio para Dinamarca se encontró que los individuos jóvenes y adultos de edad avanzada resultaban atropellados con mayor frecuencia. No hubo correlación con las densidades de tráfico y sí con la presencia de vegetación densa en los márgenes y con la disminución de las siembras en los campos de cultivos, probablemente por cambios en los patrones de desplazamiento (Madsen *et al.* 2002).



El jabalí *Sus scrofa* es la especie silvestre de tamaño medio-grande que con mayor frecuencia se ve implicada en este tipo de incidentes (PMVC 2003) en la Península Ibérica, donde se encuentra bien representado experimentando una expansión geográfica y poblacional desde la década de 1960 (Tellería & Sáez-Royuela 1985, Abaigar 1992, Rosell *et al.* 1998), aunque puede sufrir oscilaciones interanuales en los medios mediterráneos (Focardi *et al.* 1996). No obstante, la abundancia actual de la especie la convierte en víctima frecuente en los accidentes de carretera (Rosell *et al.* 2001). Así, un estudio previo también para la provincia de Salamanca muestra que en el período 1997-2002 se aprecia un aumento gradual de atropellos sobre la especie, y con una mayor incidencia en los meses de otoño (Peris *et al.* 2005).

La percepción del problema de las colisiones de fauna varía de unas agencias a otras, dependiendo de sus competencias, pero también dentro de las mismas administraciones según el estado o región. En Estados Unidos solo un 30% lleva un registro adecuado de los accidentes y un 10% destina recursos a la prevención de los mismos (Sullivan & Messmer 2003).

1.4.4. Modelos de predicción de mortalidad de fauna por atropello

A menudo, la elaboración de los proyectos técnicos de medidas correctoras para la fauna no se dispone del tiempo suficiente para realizar un estudio en campo de los patrones de movilidad de las especies más importantes del área afectada por la infraestructura. Por ello, es necesaria la depuración de métodos basados en técnicas de modelización que sean eficaces. Algunos intentos de modelización de los puntos negros son Malo *et al.* (2004), Seiler (2005), van Langevelde & Jaarsma (2005), Ramp *et al.* (2005), Jaarsma *et al.* (2006), Dussault *et al.* 2007). Gunson *et al.* (2011) han realizado un review sobre los resultados obtenidos en estos modelos.

Para definir las principales corredores que favorecen la conectividad entre poblaciones, los modelos basados en el criterio de expertos o en la literatura existente para la especie constituyen una opción más económica y rápida que el estudio empírico de los usos de hábitat a partir de técnicas de radio marcaje (Clevenger *et al.* 2002).

Se ha propuesto el cálculo de densidades de atropellos mediante el estimador kernel para la obtención de los tramos de mayor conflictividad y de esta manera optimizar el emplazamiento de las señalizaciones verticales (Krisp & Durot 2007).

Lodé (2000) encontró que la mortalidad aumentaba exponencialmente con la intensidad de tráfico y afectó a un amplio abanico de especies, incluso aquellas con un cierto grado de



amenaza, en especial las especies que realizan movimientos migratorios estacionales y en tramos con ausencia de estructuras transversales a la vía.

Los patrones paisajísticos han de ser tenidos en consideración a la hora de valorar la distribución espacial de los atropellos puesto que suponen una notable ayuda en la localización de tramos con tasas elevadas de siniestralidad. Diversos grupos faunísticos se encuentran ligados con cierta especificidad a determinados ecosistemas o usos de suelo adyacentes. Los anfibios se ajustan bien a tal descripción por lo que resulta fácil comprender que buena parte de bajas tenga lugar en las proximidades de áreas húmedas (Ashley & Robinson 1996). Si la vía supone la fragmentación de los recursos o de los diferentes hábitat empleados por una población, las probabilidades de colisión aumentan, como sucede con el ciervo *Cervus elaphus* que a menudo es atropellado en ecotonos entre masas boscosas y campos de cultivo o en las cercanías de puntos de agua (Bellis & Graves 1971, Romin & Bissonette 1996). Otros tramos conflictivos se emplazan entre dos teselas de vegetación natural de cierto tamaño puesto que en éstos suelen perecer individuos que se encuentran en dispersión. También en las vaguadas por donde fluyen ríos y arroyos en paisajes abiertos puesto diversas especies las suelen emplearlas como referencia en sus movimientos (Romin & Bissonette 1996).

Kolowski & Nielsen (2008) emplearon la distancia de Penrose para identificar áreas de potenciales atropellos, en este caso del lince rojo *Lynx rufus*. La distancia de Penrose, similar a la Mahalanobis, fue empleada para encontrar tramos que reunían características parecidas a aquellos donde habían tenido lugar colisiones. Otra de las aproximaciones evaluadas es el empleo de modelos basados en el criterio de expertos usando un proceso analítico jerárquico. Mostró buenos resultados con los puntos negros de colisiones con alce, tanto con el criterio de expertos locales como con el de otros no familiarizados con ese territorio (Hurley *et al.* 2009). La exploración de la linealidad entre variables explicativas y atropellos no ha sido muy explorada. (Roger & Ramp 2009) se basaron en modelos lineales generalizados para los atropellos de wombats.

Mountrakis & Gunson (2009) se centraron en el análisis espacio-temporal de las colisiones. Ya se sabía que éstas tienden a concentrarse en el espacio y en el tiempo, pero es que, además, es posible identificar una correlación espacio temporal lo que implica que el donde se produce un atropello está estrechamente ligado a cuando ocurre. Un análisis espacio-temporal puede realizarse mediante la combinación del estimador kernel y la K-función de Ripley.

La mejora de las carreteras favorece que los vehículos discurran a una mayor velocidad con el consiguiente aumento del riesgo de atropello. Este incremento incluso puede comprometer la viabilidad poblacional de ciertas especies. Así, un incremento de la



velocidad media de 20 km./h. supuso la extinción total del quol oriental *Dasyurus viverrinus* y la reducción a la mitad de la población del demonio de Tasmania *Sarcophilus harrisi* (Jones 2000).

En estos modelos resulta esencial que la localización especial de los datos sea precisa puesto que los resultados pueden experimentar variaciones considerables si la precisión no es adecuada. En ocasiones las autoridades del tráfico sólo apuntan la referencia de la baliza más cercana al punto del siniestro. Si sólo se considera el punto kilómetro el error puede ser de hasta 500 m. En caso de Estados Unidos, donde se opera en millas, el error puede ser incluso mayor a los 800 m. Lo ideal sería trabajar con datos georreferenciados con GPS (Gunson *et al.* 2009).

Para la identificación de los tramos de especial concentración de atropellos se han empleado diversas metodologías: comparación de la ocurrencia de colisiones con una distribución de Poisson (Malo *et al.* 2004), la obtención de densidades de puntos en base al estimador kernel (Ramp *et al.* 2005), o también los clusters jerárquicos basados en el vecino más próximo. Gomes *et al.* (2009) realizaron una comparación entre ellas y señalaron que el procedimiento de Malo *et al.* (2004) logró los mejores ajustes con la ventaja añadida de optimizar la ubicación de las medidas correctoras. Tanto los análisis del factor del nicho ecológico ENFA como los las regresiones logísticas binarias mostraron peores ajustes.

Para estimar el efecto conjunto de la pérdida de hábitat y de las carreteras se ha propuesto la cuantificación del hábitat accesible (Eigenbrod *et al.* 2008a). La mortalidad y la fragmentación por la red viaria pueden comprometer la viabilidad de las poblaciones de la subespecie de conejo de los pantanos *Sylvilagus palustris hefneri* (Forys & Humphrey 1999).

I.5. Medidas de mitigación destinadas a reducir el impacto de las infraestructuras lineales sobre la fauna

Para reducir la mortalidad por atropello y la fragmentación causada por las infraestructuras lineales se ha propuesto y testado una gran variedad de medidas mitigadoras. Como las colisiones con fauna de gran porte, además de las posibles consecuencias negativas para la conservación de las especies implicadas, suponen una seria amenaza para la seguridad vial, las investigaciones sobre posibles actuaciones para reducir el número de accidentes han acaparado el principal esfuerzo investigador, sobre todo hasta finales de S XX. Con la creciente preocupación social por la conservación de la biodiversidad, la propuesta de medidas se ha extendido para otros grupos faunísticos que no causan siniestros de



gravedad pero que pueden verse afectados en mayor medida por el impacto de las carreteras.

Hay varias revisiones donde se recogen las diferentes tipologías de soluciones propuestas. Una buena parte de las mismas se centran en las colisiones con mamíferos de gran porte y vienen desde el ámbito académico e investigador (Putman 1997, Johnson 2001, Farrell *et al.* 2002, Hedlund *et al.* 2004) pero también desde las administraciones responsables de la seguridad vial, la planificación de carreteras y la conservación del medio ambiente (Müller & Berthoud 1997, Transport Canada 2003, Huijser *et al.* 2007). Podemos hacer una clasificación somera de los distintos tipos de medidas mitigadoras propuestas. En este caso vamos a hacer una división: por un lado se tienen aquellas propuestas de actuación a escala regional basadas en técnicas de ordenación del territorio, planificación y evaluaciones estratégicas; por otro tenemos las técnicas y medidas destinadas a reducir las afecciones a escala local, a escala proyecto.

La reducción y minimización de los impactos de las infraestructuras viarias debe empezar desde la fase de planificación y evaluación estratégica de planes y programas. La premisa de partida es que una adecuada planificación a escala regional puede evitar situaciones no deseadas en el ámbito local. Además, cuanto mayor sea la escala de trabajo, mayor será la libertad de movimientos y la efectividad de los objetivos marcados. La escala local y de proyecto también es esencial pero se ve fuertemente influenciada por las decisiones que se tomen en ámbitos superiores. Por tanto, el esquema de las actuaciones debe ir siempre desde la ordenación regional del territorio a la ubicación exacta de los pasos de fauna.

Una vez en el ámbito local, también deben priorizarse las actuaciones previas de evaluación de diversas alternativas y la selección de la suponga una menor afección sobre el medio. Los análisis multicriterio o la definición de corredores de mínimo impacto son buenas opciones para tal fin. Una vez hecha la selección de la mejor opción, es el momento de introducir en ésta las medidas correctoras oportunas. Por último, en buena parte de los casos quedará una serie de afecciones que no podrán evitarse de ninguna de las formas. Para resarcir de este daño se tienen las medidas compensatorias (*Figura 1*).

Sin embargo, esto contrasta con la realidad, tanto en materia de investigación como en las actuaciones llevadas a cabo. Así, en la actualidad la mayor de las investigaciones se está centrando en la introducción de mejoras a escala proyecto. Por el contrario, destacan los escasos esfuerzos orientados a comprender y proponer soluciones a escalas de trabajo más amplias.



Figura 1. Orden de prioridades en las actuaciones para la minimización de los impactos de las infraestructuras lineales sobre la biodiversidad

Escala	Mecanismo	Tipo de actuación
Regional	Evitar impacto	Planificación territorial
Local	Evitar impacto	Selección del trazado de menor afección
Local	Minimización	Medidas correctoras y mitigadoras
Regional/local	Compensación	Medidas compensatorias

↑
ORDEN DE PRIORIDAD

Medidas a escala regional: planificación y ordenación del territorio

La ordenación del territorio debe constituirse como el primer paso y el marco de referencia a escala regional en la lucha contra la fragmentación. Las directrices de ordenación del territorio pueden y deben contemplar la actuación en dos campos. Por un lado, la consideración de las áreas de mayor valor ecológico y la necesidad de mantener la conectividad de los procesos ecológicos para asegurar su permanencia en el tiempo. Por otro, la propia configuración del sistema de carreteras.

En cuanto a la configuración de la red viaria, la planificación de los flujos del tráfico a escala regional constituye una línea de trabajo aun poco explorada desde la ecología de carreteras, pero que parece muy prometedora para lograr una reducción efectiva de la fragmentación. Dentro de línea Jaarsma & Willems (2002) investigaron los beneficios de la creación de zonas rurales de escaso tráfico mediante la canalización de la mayor parte del mismo por unas vías determinadas, tratando de asegurar tanto la accesibilidad al territorio como la sostenibilidad ambiental.

En la planificación actual del territorio, la conservación de la biodiversidad se ha centrado en la definición de una red de espacios con protección legal. En Europa esto se ha plasmado en la Red Natura 2000, red que en actualidad cubre más del 20% del territorio europeo y tiene como fin la protección de las especies y los ecosistemas más representativos del continente. La red viaria en estos espacios suele ser menos densa y apenas grandes infraestructuras de capacidad los atraviesan. El riesgo de esta red es convertirse, en cierta manera, en entidades aisladas de conservación donde la conectividad entre las mismas se vea fuertemente dificultada por la propia red de infraestructuras



lineales que discurren por el resto del territorio. La falta de conectividad lleva al aislamiento genético con los consecuentes problemas para la conservación que este aislamiento produce. Por ello, para que la Red Natura se articulara como una verdadera red de conservación debería incluir, junto a las zonas de especial conservación, una red paralela de corredores biológicos que asegurasen la conectividad entre tales espacios. En este sentido, se ha demostrado que la definición de corredores en zonas con un elevado grado de fragmentación por una elevada densidad viaria y por los cambios en los usos de suelo, aunque con limitaciones, pueden favorecer la conectividad entre poblaciones fragmentadas de grandes carnívoros asegurando un cierto intercambio genético (Dixon *et al.* 2006). Diferentes experiencias sobre la definición de corredores biológicos pueden encontrarse en Anderson & Jenkins (2005). Además, hay que tener en cuenta que la conservación de determinadas especies, en especial grandes mamíferos, no puede asegurarse si las áreas protegidas carecen de una extensión mínima, que actualmente no alcanzan muchas reservas (Gurd *et al.* 2005). Por lo tanto, la planificación del sistema viario debe tener en cuenta las áreas mínimas de las especies con un cierto grado de amenaza. Este arduo y complejo trabajo pasa por la articulación de equipos multidisciplinares y una activa participación ciudadana creando los cauces oportunos para ello (Ahern *et al.* 2009).

Para facilitar dicha planificación se han propuesto diversas metodologías y herramientas de trabajo. Girvetz *et al.* (2008) emplean el índice de fragmentación del paisaje “mesh size” (Jaeger 2000) para obtener, en una determinada área de estudio y a diferentes escalas de análisis, el grado de fragmentación causado por la red viaria y otras estructuras antropogénicas así como otros elementos naturales. Este es el punto de partida para desarrollar un entorno de trabajo donde analizar el impacto acumulado actual y planificar las futuras actuaciones. Thorne *et al.* (2009a, 2009b) han desarrollado un entorno basado en la aplicación de los SIG donde se integra toda la información ambiental disponible junto a los planes y programas de construcción y mejora de la red viaria.

Además, los proyectos de ordenación territorial orientados al incremento de la conectividad espacial deben no solo tener en cuenta el momento presente sino también los escenarios futuros: cambio climático o cambios en los usos de suelo (Hodgson *et al.* 2009). El estudio de la evolución reciente de la red de carreteras y caminos, así como su relación con la deforestación y los cambios de usos de suelo, aporta la base necesaria para poder hacer predicciones de las probables afecciones futuras del desarrollo de esta red sobre la biodiversidad. Vale *et al.* (2008) siguieron este planteamiento para evaluar la afección sobre las poblaciones de aves en el Amazonas.

Otra herramienta indispensable para planificar y definir las medidas oportunas en materia ambiental son las evaluaciones de impacto ambiental, tanto las estratégicas como las que operan a escala proyecto. La capacidad de estos métodos de evaluación y cuantificación



depende mayoritariamente de la fiabilidad, cobertura espacio-temporal y precisión de la información ambiental, como por ejemplo, de las bases de datos de distribuciones de especies o de hábitats de interés (Trewick *et al.* 1998). A día de hoy, uno de los principales puntos débiles de las evaluaciones de impacto ambiental es la escasa consideración de los impactos que se manifiestan a largo plazo, con frecuencia más perjudiciales para el medio que los impactos directos visibles a corto plazo más fácilmente medibles y cuantificables. Estas deficiencias se deben, en parte, a la ausencia de herramientas metodológicas que se puedan implementar en las EIAs para cuantificar este tipo de impactos, pero también, en muchos casos, por la ausencia de investigaciones que hayan analizado las afecciones a largo plazo de las actividades y construcciones antropogénicas, en especial los efectos sinérgicos y los impactos acumulados sobre el medio. El proceso de urbanización junto al desarrollo viables afectan a los hábitats y biodiversidad en los acuáticos, incluso desde ya bajos niveles de ocupación (Wheeler *et al.* 2005). El empleo de varias escalas de análisis complementarias para estudiar la fragmentación resulta conveniente para adquirir una visión más holística de la situación en cada región de estudio y de esta forma facilitar y optimizar la fase planificación. El análisis de ortofotos ofrece una visión más precisa de la realidad que mediante el empleo de otras fuentes como información digitalizada, gráficos raster o vectoriales (Hawbaker & Radeloff 2004).

Muchas ocasiones, las soluciones a los problemas de fragmentación a escala regional son complejas. Por ejemplo, cuando tratamos con una especie de carnívoro amenazada como el lince ibérico que se distribuyen por regiones fuertemente fragmentadas y antropizadas, los gestores se encuentran ante la disyuntiva de invertir los fondos destinados a la conservación de la especie en la restauración de sus hábitats o la introducción de medidas que contribuyan a reducir las causas conocidas de mortalidad, en este caso los atropellos. Los análisis de viabilidad poblacional muestran que ambos tipos de medidas deben tomarse previo conocimiento de la distribución espacial y estructura de las poblaciones. Así, la restauración de los hábitats para las poblaciones fuente siempre es una medida eficaz, sobre todo si se logra aumentar la conectividad entre ellas (Ferrerías *et al.* 2001).

Hasta qué punto se priorizan las medidas mitigadoras para reducir accidentes frente a otros tipos de medidas de conservación o de incremento de la seguridad vial, así como el tamaño de dichas actuaciones, depende de la percepción subjetiva del riesgo por parte de gestores ambientales y planificadores de la red viaria. Así, existe una relación entre la percepción del riesgo y el tamaño de las poblaciones de ungulados que se considera “tolerable” (Stout *et al.* 1993).



Medidas aplicables a escala local

Los pasos a seguir para asegurar una minimización los impactos de la construcción de una nueva carretera, ordenados jerárquicamente por orden de preferencia para reducir el impacto desde el origen, son:

1. Consideración de la necesidad real de la construcción de la carretera de acuerdo a los requerimientos económicos y sociales. Esta fase se circunscribe dentro de la planificación y ordenación territorial.
2. Si se reconoce la necesidad de la actuación, se tratara de minimizar la afección ya desde la definición del trazado. Esto puede lograrse desde un enfoque integrador realizado por un equipo multidisciplinar de técnicos e ingenieros que integre la perspectiva ambiental con los aspectos constructivos y la viabilidad económica del proyecto. Otra opción sería la definición de varias alternativas viables desde el punto de vista técnico y la posterior selección de aquella donde se minimicen los impactos.
3. En el trazado elegido se incorporan las medidas correctoras ya a una escala local de proyecto constructivo.
4. Aunque todos los pasos anteriores hayan sido efectivos, siempre habrá impactos que no pueden ser eliminados completamente. En este caso se implementaran medidas compensatorias. Si los anteriores tienen por objeto la minimización del impacto, estas lo que pretenden es compensarlo. Deben considerarse como la última opción.

Dentro de las medidas propuestas y que han sido objeto de investigación podemos diferenciar aquellas orientadas a modificar el comportamiento del conductor, las orientadas a modificar el comportamiento y movimientos de la fauna, y las que inciden en ambos. Obviamente esas medidas no son auto-excluyentes y, en ocasiones, pueden combinarse.

Las que pretenden modificar el comportamiento de los conductores inciden en aquellos factores implicados en las colisiones. Así, cuanto mayor es la velocidad a la que circula un vehículo, menor será el tiempo de reacción del que dispone un automovilista para actuar de forma efectiva ante la presencia de un ungulado en la carretera. Por tanto, hay varias medidas orientadas a reducir esa velocidad. Quizás la más extendida sea la instalación de señalización vertical que alerta del peligro potencial de atropello. Dentro de estas, se ha diseñado una amplia gama de tipologías de señales, con carácter temporal o permanente, acompañadas de limitación de velocidad o no, o incluso con detectores de movimiento para que sólo alerten en caso de riesgo inminente. En este campo se han propuesto, aunque sin estudios concretos, el empleo de radares de velocidad acompañados de sanciones para tratar de reducir la velocidad en los tramos de concentración de accidentes. Otra posibilidad para aumentar el tiempo de reacción de los conductores es la mejora de



su visibilidad. Cuanto antes se vea al animal, mayor distancia disponible para frenar. Con tal fin se ha procedido al desbroce de la vegetación arborea y arbustiva en el borde de las cunetas. Aunque apenas se ha tenido en cuenta, también podría planterarse la modificación de los trazados y eliminación de badenes.

Una parte poco explorada entre las medidas disponibles ha sido el diseño y difusión de campañas de educación y sensibilización vial dirigidas a los conductores, en especial en aquellas áreas donde este problema alcance unas dimensiones más notables. Si bien es cierto que desde diversas regiones, principalmente fuera de España, se han llevado a cabo diversos proyectos con tal fin, su eficacia real no ha sido demostrada. Estas campañas deberían informar al conductor sobre como debería comportarse ante la irrupción de un animal en la calzada, los períodos en los que el riesgo de siniestro es mayor, o los factores propios del tipo de conducción que están implicados en la ocurrencia y la gravedad de las colisiones.

En cuanto a la modificación del comportamiento de la fauna, el objetivo es impedir que los animales consigan acceder a la calzada. Los vallados, una de las medidas más extendidas, responden a este criterio. También se ha pretendido sustituir estas barreras físicas por otras, como balizas con catadióptricos laterales o espejos, que actúen sólo cuando realmente un vehículo discurre por la calzada. De esta forma se evitarían la impermeabilización completa de la infraestructura a los movimientos de la fauna. Para combatir los efectos de la fragmentación y favorecer el cruce sin riesgo de atropello, se ha propuesto la construcción de pasos específicos de fauna o la mejora y acondicionamiento de otro tipo de estructuras transversales a la propia vía. Los pasos de fauna han alcanzado una popularidad tal que podrían considerarse como el elemento más representativo e identificativo de toda la ecología de carreteras.

A la hora de seleccionar la medida más apropiada para disminuir la afección en un determinado tramo viario, es necesario contemplar el amplio abanico de medidas disponibles. Tales medidas varían en cuanto a planteamiento y destinatario, así como en cuanto a costes y efectividad. Toda esta gama de posibilidades permite una cierta versatilidad para seleccionar la medida que más se ajuste a las condiciones locales donde se va a implementar. No todas son igual de válidas para todas las situaciones, para todos los tipos de carreteras y para todas las especies. El problema es que, en la mayor parte de las ocasiones, esta selección se realiza sin ningún tipo de criterio (Putman 1997). De hecho, apenas se ha investigado en protocolos para asignar la medida óptima a cada tramo de acuerdo a criterios ambientales y económicos. Con tal objeto Robinson *et al.* (2010) pretenden integrar el conocimiento generado sobre la afección de las carreteras en el medio organizándolo en función de la fase en la que incide, bien durante la construcción y ocupación, bien durante el funcionamiento. Sobre esta base genera un esquema de 5



pasos para adecuar la selección de las medidas mitigadoras a implementar en función de las características de cada carretera en cuestión y los impactos que ella genere. Los análisis coste-beneficio son otra de las escasas líneas de investigación para el desarrollo de criterios en base a los cuales seleccionar la medida óptima en cada tramo. Reed *et al.* (1982) ya evaluaron mediante un análisis coste-beneficios la eficiencia de los diversos tipos de vallados para reducir las colisiones. En estos análisis hay que tener en cuenta que, dependiendo de la tasa de descuento aplicada, el umbral de atropellos a partir del cual es rentable la aplicación de una determinada medida mitigadora varía. Huijser *et al.* (2009) La eliminación de la vegetación en los bordes de la calzada y las señalizaciones temporales son las medidas que presentan un menor costo por unidad porcentual de reducción. El problema es que su eficacia llega sólo a un 40%. Entre las medidas que podríamos calificar de eficaces el vallado es el que presenta una mejor relación eficacia-costos. La principal limitación de estos análisis es que sólo consideran aquellas especies para las que es posible realizar una cuantificación en base a los daños que ocasionan o el valor cinegético que tienen. Sin embargo, la adopción de medidas favorece (o perjudica) no sólo a estas especies sino también a otras de más difícil cuantificación. En este sentido, ya hay intentos de análisis coste-beneficio para especies cuyos atropellos no conllevan daños materiales en los vehículos. Shwiff *et al.* (2007), siguiendo los principios de la economía ecológica, valorizaron las pérdidas por atropellos de herpetofauna en un parque natural de Florida. En este caso no es posible cuantificar unos daños en el vehículo o en sus ocupantes como se hace en los análisis para grandes ungulados. Para el valor económico de los individuos de cada especie se tomó como referencia la pena por recogida que legalmente se impondría en el estado de Florida.

Pasos de fauna y otras estructuras transversales

Entre todas las medidas mitigadoras propuestas, quizás la que haya suscitado un mayor interés por partes de investigadores y gestores son los pasos de fauna. En sentido estricto, pueden definirse como estructuras transversales al trazado de la carretera que permiten el cruce de fauna por debajo o por encima de la calzada y que han sido espacialmente diseñados y construidos para tal fin. En un sentido más amplio, hace referencia a cualquier estructura que permite tales cruces con independencia del uso para el cual haya sido planificada, siempre y cuando incluyan en el diseño una serie de recomendaciones para favorecer su uso por parte de la fauna. Así, no sólo se incluirían los pasos de fauna específicos, sino también pasos de uso mixto y drenajes acondicionados.

En el caso específico de carnívoros de tamaño medio, un estudio en paisaje mediterráneo mostró que mientras comadreja *Mustela nivalis*, turón, nutria o gato silvestre apenas utilizaban las estructuras transversales, otras especies como el zorro, el tejón, la gineta o el meloncillo *Herpestes ichneumon* las empleaban frecuentemente. Sólo la garduña mostró



preferencias por un tipo estructural de paso. Parece que las estructuras de mayores dimensiones con entradas naturalizadas y escasa presencia humana son seleccionadas positivamente por la fauna (Grilo *et al.* 2008). Para los pumas fueron más efectivos los pasos de fauna inferiores. Los empleaban más durante el invierno, coincidiendo también con un mayor uso por parte de los ungulados (Foster & Humphrey 1995, Gloyne & Clevenger 2001). Para la cabra de las Rocosas *Oreamnos americanus*, la construcción de dos pasos inferiores acompañados de vallado guía canalizó los desplazamientos a ambos lados de la vía (Singer *et al.* 1985, Singer & Doherty 1985).

Se ha monitorizado con videocámaras el uso de un paso inferior en una autovía por el ciervo mular. Un 40% de las aproximaciones al paso acaba en cruce y pudieron identificarse tres tipos de comportamiento look up, cola hacia arriba y El primero es reflejo de la reticencia al cruce (Reed *et al.* 1975).

También se ha evaluado el uso de estructuras lineales a vías férreas. Las molestias generadas por los trenes presentan diferentes características y espaciado en el tiempo que el tránsito de vehículos (Yanes *et al.* 1995, Rodríguez *et al.* 1996). Los resultados para gato silvestre y zorro también apoyan la hipótesis de su uso regular puesto que el número de pasos se incrementa en los períodos de mayor actividad. Para ambas especies las estructuras más empleadas fueron aquellas emplazadas en hábitats propicios y aquellos que con abundante vegetación en las entradas en zonas más abiertas o con mayor presencia antropogénica (Rodríguez *et al.* 1997).

El uso de los pasos muestra diferencias estacionales, siendo más frecuentados durante los meses de verano, lo que se relaciona con la propia dinámica poblacional y una mayor actividad. Además los grupos que pasan por períodos de letargo e hibernación (Mata *et al.* 2009).

Se ha probado la utilidad de tres diferentes tipos de repelentes que se añaden a la sal de carreteras que atrae a los caribúes hasta la calzada. Solo el cloruro de litio fue rechazado durante el periodo de estudio (Brown *et al.* 2000).

No solo los pasos específicos pueden favorecer la conectividad de las poblaciones faunísticas. Otras estructuras transversales como los drenajes también pueden ser empleados por la fauna. Clevenger *et al.* (2001b) obtuvieron que las especies que más utilizaron los drenajes, el armiño *Mustela erminea*, la comadreja de cola larga *Mustela frenata*, y el ratón ciervo *Peromyscus maniculatus*, no eran las más comunes en las inmediaciones de tales estructuras. El uso de estos drenajes depende de la especie en cuestión, las características constructivas, el tráfico y el nivel de ruido. Los lagomorfos y otros pequeños mamíferos parece que emplean con mayor frecuencia los drenajes más



próximos a la calzada, lo que reforzaría la hipótesis de las cunetas como refugio para este grupo faunístico (Ascensao & Mira 2007).

Estas infraestructuras transversales tienen una serie de efectos asociados, tanto positivos como negativos. Estos drenajes pueden actuar de refugio o lugar de nidificación para diversas especies. El mochuelo de madriguera *Athene cunicularia* emplea preferentemente drenajes de unos 16 cm. de diámetro con orientación este-oeste en zonas de rastrojeras (Williford *et al.* 2009). Uno de los posibles efectos negativos de los pasos de fauna es que canalización de los movimientos a través de un número reducido de puntos podría ser aprovechado por los depredadores para establecer un área prioritaria de caza, minimizando la efectividad de la medida e incluso pudiendo poner en riesgo la viabilidad de alguna especie depredada. Sin embargo, Little *et al.* (2002) no encontraron evidencia de depredación en las proximidades de los pasos. Además, hay que tener en cuenta las deficiencias que pueden causar determinadas especies de fauna en la funcionalidad de estas estructuras. Así, la actividad de especies como el castor *Castor canadensis* pueden bloquear e inutilizar los pasos de fauna (Jensen *et al.* 2001), especialmente en aquellas zonas cercanas a arroyos de cierta entidad con vegetación en los bordes de la calzada (Curtis & Jensen 2004).

Bissonette & Adair (2008) han propuesto la ubicación de pasos de fauna en base a las leyes del escalamiento alométrico con las que obtener un criterio ecológico para definir el espaciado necesario entre pasos de acuerdo a las especies presentes en cada área. También se ha probado la colocación de dispositivos de telemetría vía GPS para obtener un registro amplio de los desplazamientos de varios individuos de ciervo en relación a una nueva carretera. El registro de las posiciones permitió determinar un menor número de cruces de lo que sería esperable por azar, con una mayor frecuencia de cruce por parte de las hembras. Una ventaja de esta técnica es que nos permite estudiar el comportamiento de la fauna en las proximidades de los pasos de fauna, con otras técnicas como las huellas no sería posible. Encontraron que la mitad de las aproximaciones finalizaban en cruce (Dodd *et al.* 2007a)

Ha habido un amplio debate entre la importancia relativa de los diversos factores que influyen en la efectividad de los pasos de fauna para canalizar los movimientos de fauna, como, por ejemplo, las características constructivos o la localización de los pasos. Otros factores que se han considerado son la densidad de infraestructuras, la intensidad de uso humano o condiciones en las inmediaciones del acceso entre otros (Ng *et al.* 2004). De acuerdo a los datos obtenidos del seguimiento de 11 pasos de fauna en una autovía que atraviesa el Parque Nacional de Banff, en las Montañas Rocosas, los carnívoros son reticentes a cruzar las estructuras próximas a asentamientos humanos o donde las molestias humanas resultan más frecuentes. El uso por parte de los ungulados se



relacionaba en mayor medida con el índice de apertura de cada estructura, esto es, de sus características constructivas. Sin embargo, dicha relación resultó contradictoria puesto que los ungulados parecían seleccionar positivamente aquellos pasos de menor tamaño y mayor longitud. (Clevenger & Waltho 2000). Eliminando posibles efectos que añadan ruido a los estudios de efectividad, Clevenger & Waltho (2005) apuntaron a las características constructivas de cada paso como principal factor explicativo del uso por parte de varias especies de grandes mamíferos de estas infraestructuras lineales. La presencia humana y las características paisajísticas tuvieron un papel secundario. Se observaron diferencias a largo del año y entre especies. No siempre las mayores dimensiones las seleccionadas positivamente por todas las especies. Ng *et al.* (2004) encontraron que buena parte de las especies de mamíferos que había en su área de estudio empleaban las infraestructuras transversales para cruzar la vía. La existencia de un hábitat adecuado a ambos lados fue un factor clave para explicar el uso de los mismos. Para ciervos y coyotes las dimensiones del paso también fueron también decisivas. La instalación de un vallado de junto a varios pasos de fauna logro la disminución casi total de las colisiones con ciervo mulo en una zona de migración donde cruzaban unos mil individuos. En este trabajo ya se indican los principales problemas de este de actuaciones: la ubicación y dimensiones del vallado, el problema de accesos secundarios por otras carreteras y caminos, y las deficiencias por falta de mantenimiento (Ward 1982). No obstante, hay que tener en cuenta que si bien los parámetros constructivos tienen su importancia, detalles menores desempeñan también un papel destacado a la hora de incrementar la probabilidad de que la fauna utilice dichos pasos. Así, tanto la naturalización del entorno circundante a la estructura como la construcción de vallados guía constituyen acciones paralelas que pueden facilitar en buena medida el cruce de los animales por los pasos de fauna. (Ng *et al.* 2004). (Ascenscao & Mira 2007) también resaltaron la importancia del vallado guía para canalizar los movimientos hacia los pasos, y la naturalización de la vegetación para evitar un mayor rechazo al cruce.

El uso complementario que las especies hacen de diferentes tipologías de pasos de fauna implica que, desde el punto de vista de la conservación, resulta mucho más interesante la implementación de pasos y otras estructuras transversales de diferentes características constructivas que la construcción de unos pocos pasos específicos de gran tamaño (Mata *et al.* 2005).

Las características constructivas que incrementan la eficacia de los pasos para herpetofauna también varían de unas especies a otras aunque existe una flexibilidad considerable que facilita la toma de decisiones. Woltz *et al.* (2008) encontraron que todas las especies (dos de galápagos: tortugas mordedoras *Chelydra serpentina* y la tortuga pintada *Chrysemys picta*; y dos anuros: la rana verde *Rana clamitans* y la rana leopardo *Rana pipiens* preferían pasos con diámetros anchos (por encima de 50 cm.) y manifestaban un fuerte rechazo por estructuras con diámetros menores a los 30 cm. Lesbarreres *et al.*



(2004) encontraron que mientras el sapo común y la rana verde europea *Pelophilax esculentus* usaban los túneles, la rana ágil *Rana dalmatina* los rechazaba. Todas prefirieron lechos de tierra que el cemento o el acero corrugado al desnudo. En otras ocasiones, los pasos se han mostrado ineficaces, en parte por las reducidas dimensiones, en parte por un elevado trasiego humano (Lapoint *et al.* 2003). La instalación de un vallado temporal redujo la mortalidad de galápagos en más de un 99%, impidiendo de forma efectiva la tentativa de un cruce por encima de la calzada que solo contaba con un 2% de probabilidades de éxito (Aresco 2005b). La construcción de un viaducto junto a la colocación de un vallado destinado a anfibios y reptiles redujo drásticamente la mortalidad en una carretera que discurre entre dos humedales. Además, favoreció la movilidad de las aves de un humedal al otro: algunas especies volaban por debajo del viaducto. A otras tanto el quitamiedos como el cañaveral lateral les hacía coger altura y evitaban así la colisión (Scocianti 2006). Determinadas especies ligadas a medios acuáticos, como la tortuga de cuello de serpiente australiana *Chelodina longicollis*, emplean diferentes tipos de puntos de agua debido a los hidroperiodos y los movimientos estacionales. Por tanto, su conservación requiere no solo la protección de los puntos de agua y una zona terrestre en torno a la misma, sino que debe tenerse en cuenta la diversidad de medios que utilizan así como asegurar la conectividad entre los mismos (Roe & Georges 2007). Esto es, hay que tener en cuenta las rutas que seleccionan y las distancias de migración (van Gelder *et al.* 1986).

También la fauna piscícola puede ver alterados sus patrones de movimiento cuando ríos y arroyos intersectan una carretera. La intensidad del efecto barrera depende de la estructura transversal instalada para vencer dicha escorrentía. Los marcos y tubos de drenaje, a diferencia de los puentes, reducen la movilidad entre ambos lados de la calzada (Benton *et al.* 2008). También se ha demostrado en laboratorio con *Percina pantherina* con una reducción bidireccional para los cuatro tipos de drenajes testados. El menor impacto se dio para las estructuras en forma de marco ancho (Schaefer *et al.* 2003). La velocidad con la que discurre el agua a través de la estructura es el parámetro esencial a controlar para diseñar pasos adecuados, siendo mejores aquellos que permiten flujos lentos. En este sentido, los vados (zonas poco profundas por donde atravesar el río) y estructuras abiertas resultan óptimos puesto que prácticamente respetan las condiciones hidrodinámicas del curso de agua. Mientras, las arquetas suponen una barrera prácticamente total (Warren *et al.* 1998).

Uno de los grandes vacíos de conocimiento en el campo de la ecología de carreteras es la valoración real de la efectividad de los pasos de fauna. Son estructuras cuyos costes de construcción son muy elevados y de efectividad aun incierta. En la actualidad casi no se dispone de estudios que traten de abordar la efectividad de estructuras transversales a un nivel genético. Para asegurar el flujo genético entre poblaciones es necesario un número



mínimo de intercambios que dependen de la estructura de las metapoblaciones y las dinámicas espacio-temporales. Solo con investigaciones a largo plazo que incluyan todo la situación anterior y también la posterior a la construcción de una nueva infraestructura junto a análisis genéticos que permitan cuantificar el intercambio entre poblaciones (Corlatti *et al.* 2009). Pero los métodos basados en polvo de mármol o en cámaras trampa presentan importantes limitaciones para cuantificar la efectividad real de los pasos de fauna a nivel poblacional. Solo constatan el uso de los pasos por una determinada especie y una aproximación del número de cruces para un periodo de tiempo determinado. Sin embargo, desde el punto de vista ecológico no es lo mismo que un individuo crucen n veces que n individuos empleen el paso una vez. El número de individuos, o mejor aún, la proporción de la población que emplea dichas estructuras es difícilmente cuantificable por las técnicas de conteo de huellas. Para algunas especies con diseños específicos de manchas para cada individuo como por ejemplo las ginetas *Genetta genetta* las cámaras trampa y video vigilancia, aunque con bastante dificultad, pueden obtener algunos resultados. Una posibilidad es el empleo de técnicas de radiomarcaje que posibilitan la identificación de diferencias de uso entre los individuos de la población o variaciones en función de especie y la edad. Los métodos genéticos abren un campo muy prometedor en la valoración de la efectividad de los pasos de fauna para favorecer la conectividad a nivel poblacional. Clevenger & Sawaya (2010) han propuesto un método no invasivo de obtención de muestras de pelo para posterior análisis genético. Su eficacia es elevada porque se consiguieron muestras en el 90% de los cruces de oso grizzly, especie para la cual estaba diseñadas las trampas.

El uso de estas estructuras transversales ha sido generalmente evaluado mediante el registro de huellas que quedan impresas en bandas de polvo de mármol o arcilla. Otra alternativa es el empleo de cámaras trampa que se activan al paso de un animal. También se ha empleado la videovigilancia para testar la efectividad (Dodd *et al.* 2007b). Parece que la efectividad de las técnicas de monitorización varía dependiendo de la especie que cruce el paso de fauna. Ford *et al.* (2009) encontraron que los registros de rastros fueron más efectivos para carnívoros mientras que las cámaras trampa lo fueron para ungulados. Para estudios a largo plazo, las cámaras de foto trapeo con detectores de movimiento muestran una mejor relación coste-efectividad.

Otras medidas de mitigación propuestas

Los elevados costes de vallados e infraestructuras transversales, así como sus efectos adversos, hacen que estas medidas sólo sean aplicables a ciertas infraestructuras donde el problema reviste una gravedad considerable. Además, los vallados asociados aumentan el efecto barrera y la fragmentación. Por ello, también se ha propuesto todo un abanico de medidas aplicables en otras situaciones y/o con inversiones considerablemente menores.



Una propuesta similar a la de los pasos de fauna son los pasos a nivel. Presentan la misma filosofía puesto que canalizan los cruces en ciertos puntos. La diferencia es que en este caso, la fauna cruza la propia calzada. Los sistemas que fuerzan a los animales a cruzar por un determinado tramo, perfectamente señalizado para que los conductores puedan anticiparse y evitar la colisión, redujeron el número de accidentes en aproximadamente en un 40% tanto para una calzada convencional como para una de 4 carriles con separación (Lehnert & Bissonette 1997).

En otros tramos y situaciones se puede optar por una reducción de la velocidad, que limitaría el número de siniestros y la gravedad de los mismos. Sin embargo, en ocasiones, ésta es tan reducida que apenas tiene un efecto en la reducción de la tasa de colisiones (Al-Ghamdi & AlGadhi 2004). La señalización vertical con alguna fuente emisora de destellos lumínicos para atraer la atención de los conductores tampoco consiguió una reducción efectiva de la velocidad (Pojar *et al.* 1975). Las señales temporales colocadas en los periodos de máximo riesgo pueden reducir hasta en 50% las colisiones aunque su eficacia parece reducirse con el paso del tiempo (Sullivan *et al.* 2004). Carteles con avisos sobre el peligro de colisión o con el número de accidentes con fauna en esa temporada lograron reducir la velocidad de los vehículos, especialmente en las horas nocturnas y con dispositivos móviles (Hardy *et al.* 2006). La respuesta de los conductores no es del todo satisfactoria. La proporción de vehículos que frenaron fue baja y solo en presencia de un señuelo las velocidades se redujeron en un 20% (Gordon *et al.* 2004). No obstante estos pobres resultados deben ser tomados con precaución puesto que pudieran ser debidos no tanto a la efectividad real de la propia medida sino como a la falta de conocimiento por parte de los conductores. La disminución de la velocidad en el Parque Nacional de Jasper no fue efectiva para reducir el número de colisiones con el carnero de las Rocosas *Ovis canadensis* pero sí para el ciervo (Bertwistle 1999). Las diferencias en el comportamiento de ambas especies podrían explicar esta variación de la efectividad. Con la misma premisa pero apoyándose en el uso de nuevas tecnologías, se están desarrollando dispositivos que detentan mediante sensores de movimiento la presencia de un animal en las inmediaciones de la vía. Al detectar tal presencia, se activan los luminosos en la carretera que alertan a los conductores del inminente cruce. Como sólo avisa en caso de un peligro real la percepción del riesgo es mayor y los usuarios de la vía no tienen a relajar su respuesta con el paso del tiempo (Huijser *et al.* 2006).

El clareo de la vegetación en los bordes de la carretera para incrementar la visibilidad, y por tanto el tiempo de reacción de los conductores, por lo que parece que podría ser una buena medida para reducir el número de siniestros. También se ha probado para ferrocarriles con reducción de la mortalidad de aproximadamente el 50%, ofreciendo una muy buena relación entre coste y resultados (Jaren *et al.* 1991). Dicho clareo forestal y la



aportación de alimentación suplementaria, redujo durante los meses de aplicación un 46% las colisiones de trenes con alces (Andreassen *et al.* 2005). En relación a la aportación de alimentación suplementaria para disuadir a los animales del cruce, decir que puede ser una medida válida a corto plazo en zonas con una elevada concentración de atropellos pero no es válida a largo plazo (Wood & Wolfe 1988). Decir que, después del clareo, la vegetación herbácea que emerge en estas bandas laterales puede ser un foco de atracción para los ungulados con el consiguiente incremento del riesgo de colisión. Para reducir tal atracción, se ha propuesto su erradicación mecánica o mediante herbicidas, o la siembra de especies de sabor desagradable. Por desgracia, estas opciones son muy costosas si se aplican a gran escala y no completamente eficaces. Parece ser que dependiendo cuando se haga el clareo los nuevos brotes pueden resultar más o menos atractivos. En este sentido es recomendable realizar el clareo a comienzos del periodo de crecimiento, no durante el mismo (Rea 2003).

Otra medida implementada en diferentes tramos de carretera ha sido la instalación de reflectores en los laterales de las balizas. Las luces de los vehículos son reflejadas en dirección perpendicular al eje de la carretera con el objeto de espantar a los individuos que pudieran estar en las inmediaciones de la infraestructura viaria. Son fabricados con vidrio y los más conocidos son los de Swareflex. Aunque estudios iniciales parecieron mostrar cierta eficacia a la hora de reducir el número de colisiones (Schafer & Penland 1985), investigaciones posteriores basadas en el estudio del comportamiento ante el estímulo de la luz reflejada (Waring *et al.* 1991, Reeve & Anderson 1993). Con el paso del tiempo los animales se habitan a este estímulo y muestran una creciente indiferencia (Ujvari *et al.* 1998). El color del reflectante (rojo, blanco, azul o ámbar) parece que tampoco incrementa la efectividad de esta medida (Zacks 1986, D'Angelo *et al.* 2006).

Se ha intentado ahuyentar a los ciervos con láseres de color verde o azul (con otros grupos como las aves pueden emplearse también de color rojo pero los ungulados no pueden detectar tales longitudes de onda) pero los resultados tampoco han sido satisfactorios (VerCauteren *et al.* 2006)

La iluminación de la vía en tramos peligrosos para aumentar la visibilidad de los conductores y así que dispongan de un mayor tiempo de reacción para evitar la colisión en caso de la irrupción de un animal en la calzada tampoco ha conseguido una reducción satisfactoria de las colisiones (Reed & Woodard 1981).

Otro de las propuestas que se han realizado es la instalación en los vehículos de emisores de sonidos y/o ultrasonidos que ahuyenten a los animales que se encuentran en las inmediaciones de la calzada al paso del mismo. Normalmente el dispositivo emite sonidos con frecuencias comprendidas entre los 16 y los 20 kHz. De acuerdo a los estudios



científicos realizados, parece que tales dispositivos no resultan eficaces puesto que no se han identificado variaciones significativas en el comportamiento de la fauna (Muzzi & Bisset 1990, Romin, & Dalton 1992). Además, los animales tienden a acostumbrarse a tal estímulo de tal forma que a medio plazo la medida pierde efectividad (Scheifele *et al.* 2003). Tampoco parece tener éxito la instalación de dispositivos LONGFLEX en la calzada por medio de los cuales se genera ruido al paso de los vehículos. Se constata una pérdida de eficacia debido, de nuevo, a una progresiva habituación al estímulo (Ujvari *et al.* 2004).

Incluso, se ha considerado la reducción de las poblaciones de ungulados para reducir el total de siniestros (Sudharsan *et al.* 2006). En este sentido, aunque hay otros factores involucrados, parece que hay un umbral en el número de atropellos para densidades menores a 7-8 individuos/100 ha. (Putman *et al.* 2011). Sin embargo, otros estudios no han encontrado una correlación entre el tamaño poblacional y el número de siniestros (Waring *et al.* 1991).

Medidas orientadas a reducir otros impactos causados por las carreteras

También han sido varias las investigaciones que se han centrado no en mitigar exclusivamente los atropellos o lograr una reducción de la fragmentación del paisaje, sino el reducir otro tipo de impactos asociados a las carreteras y al tráfico viario. Así, por ejemplo, para reducir el impacto del ruido en las poblaciones de fauna, una opción es la plantación de pantallas vegetales o la creación de áreas de amortiguación. La efectividad depende de la elección de la especie escogida. Por ejemplo, el pino silvestre *Pinus sylvestris* contribuye a reducir el ruido en mayor medida que el álamo *Populus nigra* (Ozer *et al.* 2008). Incluso se propone aprovechar la propia estructura para generar hábitats alternativos que fomenten el asentamiento de la fauna. El manejo de la vegetación de los márgenes de la carretera determina en buena medida las características que estas áreas ofrecen para el asentamiento de poblaciones orníticas. El éxito reproductivo de varias especies de aves varía con la posición del nido y con el manejo de los hábitats adyacentes que pueden modificar tanto la abundancia de alimento como las tasas de depredación (Shochat *et al.* 2005).

Para diversos impactos, como la ocupación del suelo, no hay medidas mitigadoras ni correctoras que puedan reducir el impacto. En casos donde estos impactos irreparables sean graves una de las propuestas, como ya hemos visto, ha sido la introducción de medidas compensatorias. Uno de los aspectos más importantes para lograr que éstas mantengan su efectividad en el tiempo es que se enmarquen en procesos del tipo “ganador-ganador” de tal forma que todos los agentes implicados en su desarrollo y mantenimiento salgan beneficiados (Cuperus *et al.* 1999).



Las acciones destinadas a cumplir los objetivos del Protocolo de Kioto que se orientan a frenar la deforestación podrían favorecer la conservación de las poblaciones de orangutanes *Pongo abelii* siempre y cuando lo que se proteja sean las manchas remanentes de bosque en las zonas bajas, las cuales tienen un riesgo alto de ser transformadas en cultivos para la extracción de aceite de palma con el consiguiente desarrollo de carreteras y caminos, también perjudiciales para la especie (Gaveau *et al.* 2009).

Por último, está claro que la medida más drástica para acabar con el impacto sobre el ambiente es la remoción de la propia carretera. Junto a la eliminación del firme de la vía, la actuación debe acompañarse de una restauración de los procesos geomorfológicos, hidrológicos y ecológicos existentes previamente. Aunque cada vez son más los ejemplos que tenemos, apenas se han realizado estudios rigurosos sobre los beneficios que esta práctica genera (Switalski *et al.* 2004). El elevado costo de esta medida puede reducirse mediante el aprovechamiento y reciclado de materiales de la vía que se elimina en el proyecto de restauración (Thompson & Sessions (2008).

I.6. La ecología de carreteras en España

España ha sufrido un cierto retraso en la incorporación de las cuestiones ambientales al debate público. Aspectos tratados con profusión en otros países en materia de medio ambiente llegaron a España décadas más tarde. Sin embargo, si bien es cierto que los proyectos pilotos se han ido implementando antes en países de mayor tradición ambiental, éste no sería el patrón temporal del campo de la ecología de carretera, principalmente por el carácter incipiente de esta nueva rama de la biología de la conservación. **METER MÁS**

La incorporación de criterios ambientales en la redacción de nuevos proyectos de infraestructuras se ha visto favorecida por la publicación de varios documentos técnicos por organismos públicos donde se resume el estado de conocimiento de la materia en su momento de publicación. Las recomendaciones dadas en estos informes han logrado aumentar la calidad de los proyectos, dar una cierta homogenización de las medidas tomadas, y favorecer la concienciación por parte de administraciones y empresas de ingeniería sobre la necesidad de incorporar medidas para reducir los efectos negativos de los impactos ambientales de las carreteras. El Ministerio de Medio Ambiente o el Centro de Estudios Experimentales (CEDEX) han desempeñado un importante papel en la redacción y publicación de toda esta documentación de referencia. Así, la primera guía donde se recoge de forma sistemática una metodología para la evaluación de impacto ambiental y donde se definen una serie de medidas correctoras y mitigadoras de los impactos fue la *Guía metodológica para la elaboración de Estudios de Impacto Ambiental* (Suárez 1989).



Fue ya en la década de los 90 cuando aparecieron las primeras publicaciones donde se presentaban de forma sistemática las medidas de mitigación: pasos inferiores, ecoductos, pasos específicos, vallados... que habían sido ya propuestos en diferentes partes del mundo (Suárez *et al.* 1995, Rosell & Velasco 1999, Borrell *et al.* 2000). Podría decirse que es en esta década cuando España se introduce definitivamente tanto a nivel científico como técnico en esta disciplina de la ecología de carreteras. A nivel científico se publican trabajos punteros en revistas especializadas que colocaron al país como un referente en este campo. Destacan las investigaciones sobre el uso por parte de la fauna de estructuras transversales al trazado de varias infraestructuras lineales en la Comunidad de Madrid por el Departamento de Ecología de la Autónoma (Yanes *et al.* 1995), y las del trazado del tren de alta velocidad entre Madrid y Sevilla (Rodríguez *et al.* 1996, 1997), llevada a cabo desde la Estación Biológica de Doñana. Buena parte del interés por el impacto de las carreteras sobre la fauna ha sido consecuencia de las afecciones que la red viaria tiene y ha tenido sobre las poblaciones de lince ibérico en el sur peninsular (Ferrerías *et al.* 1992, 2001). No sólo se trabajó con mamíferos grandes y medianos. La mortalidad de anfibios por atropello ya fue puesta de relieve (Lizana 1991a, Lizana 1991b, Lizana 1993).

En este periodo se llevo a cabo el Plan de Mortalidad de Vertebrados en Carretera (PMVC) coordinado por la Sociedad para la Conservación de los Vertebrados (SVC). No se trató de un muestreo estandarizado sino que se basó en la recopilación de datos puntuales recogidos por numerosos voluntarios. Por ello, la distribución espacial de los atropellos para cada especie presenta un sesgo considerable y los puntos negros definidos solo representan una pequeña muestra del total. No obstante, este proyecto es un hito y no ha sido superado hasta la fecha. Se recogieron 43.503 datos de atropello pertenecientes a 301 especies en más de 60.000 km de recorridos, más de la mitad realizados mediante transectos periódicos. Para las especies de mayor interés o más afectadas por la mortalidad en carreteras se realizó un estudio pormenorizado con patrones de distribución espacial y temporal comparándolo con los resultados obtenidos en otros países (PMVC 1992, 1993, 2003).

En los últimos años este campo experimentó un fuerte impulso desde la Acción Europea COST-341, que contó con el apoyo de la Comisión Europea y sirvió para que los estados miembros pusieran un conjunto los conocimientos sobre los problemas de fragmentación causados por las infraestructuras lineales. En España, se constituyó el grupo de trabajo sobre la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, coordinado por la Dirección General de la Conservación de la Naturaleza. Agrupa representantes de las administraciones regionales y estatales del ámbito de la ingeniería civil, del transporte y del medio ambiente. A raíz de esta Acción Europea y de los esfuerzos del grupo de trabajo



sobre fragmentación, apareció el documento COST 341. Fauna y Tráfico. Manual europeo para la identificación de conflictos y el diseño de soluciones (Rosell *et al.* 2003).

También se han ido publicando varios informes de carácter técnico donde se recogen una serie de prescripciones destinadas a reducir el impacto causado por las infraestructuras lineales. Estas publicaciones han supuesto un hito en este campo puesto que han dotado a gestores ambientales, planificadores y gestores de la red viaria, empresas de ingeniería y consultoras ambientales de un documento de referencia al cual acudir para incorporar en el territorio y en los nuevos proyectos las medidas oportunas. Se han consolidado como herramientas muy útiles, permitiendo una unificación de criterios esencial para la implantación definitiva y generalizada de tales medidas. Además, pueden calificarse de pioneras a nivel mundial puesto que la mayor parte de países más avanzados en materia ambiental no disponen de publicaciones equivalentes de referencia en este campo. Al menos no tan intuitivas y con una vocación eminentemente práctica. El primero de estos volúmenes es el de *“Prescripciones técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales”* (Ministerio Medio Ambiente 2006) donde se recopilan en forma de fichas las principales tipologías y dimensiones recomendadas de pasos de fauna. El segundo fue *“Prescripciones técnicas para el seguimiento y evaluación de la efectividad de las medidas correctoras del efecto barrera de las infraestructuras de transporte”* (Ministerio Medio Ambiente 2008) donde se tratan las diferentes metodologías de estudio destinadas a evaluar la efectividad de las medidas mitigadoras implementadas en los nuevos proyectos de carreteras. La realización de programas de seguimiento de forma exhaustiva y de acuerdo a criterios científicos es esencial, más si cabe teniendo en cuenta las cuantiosas inversiones que se están realizando en los nuevos trazados de carreteras y trenes de alta velocidad. De esta forma se genera un círculo de generación de conocimiento que se retroalimenta para aumentar la eficacia de los pasos de fauna. El tercer volumen, *“Prescripciones técnicas para la reducción de la fragmentación de hábitats en las fases de planificación y trazado”*, ya abandona en parte las escalas locales para dar directrices de reducción de la fragmentación a una escala de ecología del paisaje (Ministerio Medio Ambiente 2010). En *“Indicadores de fragmentación de hábitats causado por infraestructuras lineales de transporte”* (Ministerio Medio Ambiente 2011) se incluyen diferentes índices de ecología del paisaje que pretenden cuantificar de forma sencilla la fragmentación. La serie no acaba aquí y ya se están preparando otros volúmenes. El siguiente estará destinado a dar unas prescripciones para acometer la desfragmentación del paisaje causada por infraestructuras de transporte. Además hay otros proyectos en planificación.

También se han seguido publicando monografías desde el CEDEX sobre las diferentes tipologías de pasos de fauna y la efectividad de las mismas en base a los estudios realizados en carreteras de alta capacidad nacionales (Hervás *et al.* 2007). Es importante contar con



publicaciones cuyas recomendaciones se basen en trabajos realizados en la misma región y con las mismas especies. En ocasiones, y para otros campos, se suelen extrapolar los resultados de investigaciones llevadas a cabo en otras regiones biogeográficas y con diferentes especies. Lo que es válido para una zona puede no serlo para otra por lo que, por lógica, estas extrapolaciones deben ser tomadas con cierta precaución.

En esta última década han proliferado las investigaciones en España en materia de ecología de carreteras, liderando en muchos casos los avances en este campo. Así, se llevó a cabo una de las primeras tentativas de modelización de los puntos negros de colisiones de vehículos con fauna de gran porte, concretamente en la Provincia de Soria (Malo *et al.* 2004). También se han estudiado interacciones interespecíficas que pudieran conducir a un incremento del riesgo de atropello en especies de interés para la conservación (Barrientos & Bolonio 2009). Se ha evaluado el efecto barrera en carnívoros como el lobo (Blanco *et al.* 2005) o el impacto del ruido del tráfico sobre las poblaciones de aves (Peris & Pescador 2004, Pescador & Peris 2007). Junto a los trabajos de los años 90, los estudios sobre la efectividad de las distintos pasos de fauna (Mata *et al.* 2005, 2008, 2009) han supuesto un gran avance en el conocimiento sobre la utilidad de estas estructuras para incrementar la permeabilidad. Otros estudios se han adentrado en el campo de la planificación y la evaluación estratégica de los planes y programas sectoriales para cuantificar y minimizar la afección a la fauna, en este caso herpetofauna (Benayas *et al.* 2006). En otros casos se ha trabajado en el desarrollo de las medidas compensatorias (Villarroya & Puig 2009) También las afecciones a la biodiversidad en islas macaronésicas, tanto a la flora como a la fauna (Delgado *et al.* 2007, Arteaga *et al.* 2009, Arevalo *et al.* 2010).

Otra plataforma implicada en esta temática es la Asociación Española de la Carretera (AEC). Desde ella se han llevado a cabo proyectos interesantes como el proyecto MIMAR. En él se realizó un mapa de interpretación del medio ambiente a través de la red de carreteras española. También han sido los organizadores de un foro de debate tan importante como los Congresos Nacionales de Medio Ambiente en Carreteras, que pretenden ser un punto de encuentro entre empresas del sector, administraciones e investigadores en el que dar difusión a los nuevos avances en materia de sostenibilidad y buenas prácticas en construcciones civiles. Hasta la fecha se han celebrado 3 encuentros.

En este estudio nos vamos a centrar en los accidentes de tráfico con participación de fauna en las carreteras de la Comunidad Autónoma de Castilla y León, la región española donde el problema alcanza unas dimensiones mayores (Benito 2002). Se han celebrado diferentes jornadas y congresos destinados a buscar posibles soluciones que acaben o, al menos, consigan una disminución en el número de accidentes (Oficina Nacional de Caza 2004). Se



trata de un problema de carácter social, que afecta tanto a la seguridad vial como a la relación de la población con el medio en determinadas zonas.

I.7. Bibliografía

Aaris-Sörensen, J. (1995). Road-kills of badgers (*Meles meles*). in Denmark. *Annales Zoologici Fennici* 32: 31-36.

Abaigar, T. (1992). Parametres de la reproduction chez le sanglier (*Sus scrofa*) dans le sud-est de la peninsule iberique. *Mammalia* 56: 245-250.

Adams, L. W. (1984). Small mammal use of an interstate highway median strip. *Journal of Applied Ecology* 21: 175-178.

Adams, L. W., Geis, A. D. (1983). Effects of roads on small mammals. *Journal of Applied Ecology* 20: 403-415.

Ahern, J., Jennings, L., Fenstermacher, B., Warren, P., Charney, N., Jackson, S., Mullin, J., Kotval, Z., Brena, S., Civjan, S., Carr, E (2009). Issues and methods for transdisciplinary planning of combined wildlife and pedestrian highway crossings. *Transportation Research Record* 2123: 129-136.

Alexander, J. M., Naylor, B., Poll, M., Edwards, P. J., Dietz, H. (2009). Plant invasions along mountain roads: the altitudinal amplitude of alien Asteraceae forbs in their native and introduced ranges. *Ecography* 32: 334-344.

Alexander, S. M., Waters, N. M., Paquet, P. C. (2005). Traffic volume and highway permeability for a mammalian community in the Canadian Rocky Mountains. *The Canadian Geographer/Le Géographe Canadien* 49: 321-331.

Alexander, S. M., Waters, N. M. (2000). The effects of highway transportation corridors on wildlife: a case study of Banff National Park. *Transportation Research Part C: Emerging Technologies* 8: 307-320.

Al-Ghamdi, A. S., AlGadhi, S. A. (2004). Warning signs as countermeasures to camel-vehicle collisions in Saudi Arabia. *Accident Analysis and Prevention* 36: 749-760.

Allen, R. E., McCullough, D. R. (1976). Deer-car accidents in southern Michigan. *Journal of Wildlife Management* 40: 317-325.

Altrichter, M., Boaglio, G. I. (2004). Distribution and relative abundance of peccaries in the Argentine Chaco: associations with human factors. *Biological Conservation* 116: 217-225.

Ament, R., Clevenger, A. P., Yu, O., Hardy, A. (2008). An assessment of road impacts on wildlife populations in US National Parks. *Environmental Management* 42: 480-496.

Amrhein, C., Strong, J. E., Mosher, P. A. (1992). Effects of de-icing salts on metal and organic matter mobilization in roadside soils. *Environmental Science and Technology* 26: 703-709.

Andersen, D. E., Rongstad, O. J., Mytton, W. R. (1985). Line transect analysis of raptor abundance along roads. *Wildlife Society Bulletin* 13: 533-539.

Andersen, R., Wiseth, B., Pedersen, P., Jaren, V. (1991). Moose-train collisions: effects of environmental conditions. *Alces* 27: 79-84.

Andreassen, H.P., Gundersen, H., Storaas, T. (2005). The effect of scent-marking, forest clearing, and supplemental feeding on moose-train collisions. *Journal of Wildlife Management* 69: 1125-1132.



- Andrews, A. (1990). Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: a review. *Australian Journal of Zoology* 26: 130-141.
- Andrews, K. M., Gibbons, J. W. (2005). How do highways influence snake movement? Behavioral responses to roads and vehicles. *Copeia* 4: 772-782.
- Andrien, H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat, a review. *Oikos* 71: 355-366.
- Araújo, M. B., Cabeza, M., Thuiller, W., Hannah, L., Williams, P. H. (2004). Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global Change Biology* 10: 1618-1626.
- Araújo, M. B., Rahbek, C. (2006). How does climate change affect biodiversity? *Science* 313: 1396-1397.
- Aresco, M. J. (2005a). The effect of sex-specific terrestrial movements and roads on the sex ratio of freshwater turtles. *Biological Conservation* 123: 37-44.
- Aresco, M. J. (2005b). Mitigation measures to reduce highway mortality of turtles and other herpetofauna at a North Florida lake. *Journal of Wildlife Management* 69: 549-560.
- Arevalo, J. R., Otto, R., Escudero, C., Fernandez-Lugo, S., Arteaga, M., Delgado, J. D., Fernandez-Palacios, J. M. (2010). Do anthropogenic corridors homogenize plant communities at a local scale? A case studied in Tenerife (Canary Islands). *Plant Ecology* 209: 23-35.
- Arteaga, M. A., Delgado, J. D., Otto, R., Fernández-Palacios, J. M., Arévalo, J. R. (2009). How do alien plants distribute along roads on oceanic islands? A case study in Tenerife, Canary Islands. *Biological Invasions* 11: 1071-1086.
- Ascenscao, F., Mira, A. (2007). Factors affecting culvert use by vertebrates along two stretches of road in southern Portugal. *Ecological Research* 22: 57-66.
- Ashley, E. P., Kosloski, A., Petrie, S. A. (2007). Incidence of intentional vehicle-reptile collisions. *Human Dimensions of Wildlife* 12: 137-143.
- Ashley, E. P., Robinson, J. T. (1996). Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife of the long point causeway, Lake Erie, Ontario. *Canadian Field Naturalist* 110: 403-412.
- Bafaluy, J. J. (2000). Mortandad de murcielagos por atropello en carreteras del sur de la provincia de Huesca. *Galemys* 12: 15-23.
- Baines, D., Andrew, W. (2003). Marking of deer fences to reduce frequency of collisions by woodland grouse. *Biological Conservation* 110: 169-176.
- Baines, D., Summers, R. W. (1997). Assessment of bird collisions with deer fences in Scottish Forests. *Journal of Applied Ecology* 34: 941-948.
- Baker, P. J., Harris, S., Robertson, C., Saunders, G., White, P. (2004). Is it possible to monitor mammal population changes from counts of road traffic casualties? An analysis using Bristol's red foxes *Vulpes vulpes* as an example. *Mammal Review* 34: 115-130.
- Balkenhol, N., Waits, L. P. (2009). Molecular road ecology: exploring the potential of genetics for investigating transportation impacts on wildlife. *Molecular Ecology* 18: 4151-4164.
- Barnes, R. F. W., Barnes, K. L., Alers, P. T., Blom, A. (1991). Man determines the distribution of elephants in the rain forests of north-eastern Gabon. *African Journal of Ecology* 29: 54-63.
- Barrientos, R., Bolonio, L. (2009). The presence of rabbits adjacent to roads increases polecat road mortality. *Biodiversity and Conservation* 18: 405-418.



- Barthelmess, E. L., Brooks, M. S. (2010). The influence of body-size and diet on road-kill trends in mammals. *Biodiversity and Conservation* 19: 1611-1629.
- Bartholomeu, D. B., Caixeta, J. V. (2009). Quantification of the environmental impacts of road conditions in Brazil. *Ecological Economics* 68: 1778-1786.
- Bashore T. L., Tzilkowski, W. M., Bellis, E. D. (1985). Analysis of deer vehicle collision sites in Pennsylvania. *Journal of Wildlife Management* 49: 769-774.
- Baumgartner, F. M. (1934). Bird mortality on the highways. *Auk* 51: 537-538.
- Bautista, L. M., García, J. T., Calmaestra, R. G., Palacín, C., Martín, C. A., Morales, M. B., Bonal, R., Viñuela, J. (2004). Effects of weekend road traffic on the use of space by raptors. *Conservation Biology* 18: 726-732.
- Beaudry, F., deMaynadier, P. G., Hunter Jr., M. L. (2010). Identifying hot moments in road-mortality risk for freshwater turtles. *Journal of Wildlife Management* 74: 152-159.
- Beaudry, F., deMaynadier, P. G., Hunter, M. L. (2008). Identifying road mortality threat at multiple spatial scales for semi-aquatic turtles. *Biological Conservation* 141: 2550-2563.
- Bee, M. A., Swanson, E. M. (2007). Auditory masking of anuran advertisement calls by highway traffic noise. *Animal Behaviour* 74: 1765-1776.
- Beier, P. (1995). Dispersal of juvenile cougars in fragmented habitat. *Journal of Wildlife Management* 59: 228-237.
- Beier, P. (2006). Effects of artificial night lighting on terrestrial mammals. In: Rich, C., Longcore, T. (eds.). *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*: 19–42. Island Press: Washington, DC.
- Bekker, H., Canters, K. J. (1997). The continuing story of badgers and their tunnels. In: Canters, K. (ed.) *Habitat Fragmentation & Infrastructure*. Minist. Transp., Public Works & Water Manage. Delft, Netherlands. Pp. 344-353.
- Bekessy, S. A., Wintle, B. A., Gordon, A., Fox, J. C., Chisholm, R., Brown, B., Regan, T., Mooney, N., Read, S. M., Burgman, M. A. (2009). Modelling human impacts on the Tasmanian wedge-tailed eagle (*Aquila audax fleayi*). *Biological Conservation* 142: 2438-2448.
- Bellamy, P. E., Shore, R. F., Ardeshir, D., Treweek, J. R., Sparks, T. H. (2000). Road verges as habitats for small mammals in Britain. *Mammal Review* 30: 131-139.
- Bellis, E. D., Graves, H. B. (1971). Deer mortality on a Pennsylvania interstate. *Journal of Wildlife Management* 35: 232-237.
- Benayas, J. M. R., de la Montaña, E., Belliure, J., Eekhout, X. R. (2006). Identifying areas of high herpetofauna diversity that are threatened by planned infrastructure projects in Spain. *Journal of Environmental Management* 79: 279-289.
- Benbow, M. E, Merritt, R. W. (2004). Road-salt toxicity of select Michigan wetland macroinvertebrates under different testing conditions. *Wetlands* 24: 68-76.
- Benitez-Lopez, 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: 1307-1316.
- Benito, F. (2002). Informe inédito. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- Bennett, A. F. (1988). Roadside vegetation: a habitat for mammals at Naringal, southwestern Victoria. *Victorian Naturalist* 105: 106-113.



- Bennett, A. F. (1991). Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. En: Saunders, D. A., Hobbs, R. J. (eds.) *Nature conservation 2: the role of corridors*. Surrey Beatty. Chipping Norton, Australia. Pp. 99-117.
- Benton, P. D., Ensign, W. E., Freeman, B. J. (2008). The effect of road crossings on fish movements in small Etowah basin streams. *Southeastern Naturalist* 7: 301-310.
- Bergin, T. M., Best, L. B., Freemark, K. E., Koehler, K. J. (2000). Effect of landscape structure on nest predation in roadsides of a midwestern agroecosystem: A multiscale analysis. *Landscape Ecology* 15: 131-143.
- Bertwistle, J. (1999). The effects of reduced speed zones on reducing bighorn sheep and elk collisions with vehicles on the Yellowhead Highway in Jasper National Park. In: Evink, G. L., Garrett, P., Zeigler, D. (Eds.). *Proceedings of the Third International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*: 89-97. Missoula, MT. FL-ER-73- 99. Florida Department of Transportation, Tallahassee, FL.
- Biggs, J., Sherwood, S., Michalak, S., Hansen, L., Bare, C. (2004). Animal-related vehicle accidents at the Los Alamos National Laboratory, New Mexico. *Southwestern Naturalist* 49: 384-394.
- Bissonette, J. A., Adair, W. (2008). Restoring habitat permeability to roaded landscapes with isometrically-scaled wildlife crossings. *Biological Conservation* 141: 482-488.
- Bissonette, J. A., Hammer, M. (2000). Effectiveness of earthen ramps in reducing big game highway mortality in Utah: Final report. *Utah Cooperative Fish and Wildlife Research Unit Report Series*. 29 pp.
- Bissonette, J. A., Rosa, S. A. (2009). Road zone effects in small-mammal communities. *Ecology & Society* 14: 27.
- Blanco, J. C., Cortes, Y., Virgos, E. (2005). Wolf response to two kinds of barriers in an agricultural habitat in Spain. *Canadian Journal of Zoology* 83: 312-323.
- Blasius, B. J., Merritt, R. W. (2002). Field and laboratory investigations on the effects of road salt (NaCl) on stream macroinvertebrate communities. *Environmental Pollution* 120: 219-231.
- Blocher, A. (1926). More fatalities. *Oölogist* 43: 66-67.
- Blocher, A. (1927). A summer record of the automobile. *Oölogist* 44: 96.
- Blocher, A. (1936). Fatalities. *Oölogist* 53: 19-22.
- Boarman, W. I., Sazaki, M. (2006). A highway's road-effect zone for desert tortoises (*Gopherus agassizii*). *Journal of Arid Environments* 65: 94-101.
- Borrell, J., Granyer, O., Lleonart, I., Tarruella, X. (2000). Recull d'accions per minimizar l'impacte de las infraestructures viaries sobre el territorio. Documents dels Quaderns de medi ambient, 5. Department de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.
- Bouchard, J., Ford, A. T., Eigenbrod, F. E., Fahrig, L. (2009). Behavioral responses of northern leopard frogs (*Rana pipiens*) to roads and traffic: Implications for population persistence. *Ecology and Society* 14: 23.
- Brisson, J., De Blois, S., Lavoie, C. (2010). Roadside as invasion pathway for common reed (*Phragmites australis*). *Invasive Plant Science and Management* 3: 506-514.
- Brito, J. C., Alvares, F. J. (2004). Patterns of road mortality in *Vipera latastei* and *V. seoanei* from northern Portugal. *Amphibia-Reptilia* 25: 459-465.
- Brock, R. E., Kelt, D. A. (2004). Influence of roads on the endangered Stephens' kangaroo rat (*Dipodomys stephensi*): are dirt and gravel roads different? *Biological Conservation* 118: 633-640.



- 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: 123-134.
- Brody A. J., Pelton M. R. (1989). Effects of roads on black bear movements in Western North-Carolina. *Wildlife Society Bulletin* 17: 5-10.
- Brotos, L., Herrando, S. (2001). Reduced bird occurrence in pine forest fragments associated with road proximity in a Mediterranean agricultural area. *Landscape Urban Planning* 57: 77-89.
- Brown, W. K., Hall, W. K., Linton, L. R., Huenefeld, R. E., Shipley, L. A. (2000). Repellency of three compounds to caribou. *Wildlife Society Bulletin* 28: 365-371.
- Bruinderink, G. W. T. A, Hazebroek, E. (1996). Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology* 10: 1059-1067.
- Bubeck, R. C., Diment, W. H., Deck, B. L., Baldwin, A. L., Lipton, S. D. (1971). Runoff of deicing salt: effect on Irondequoit Bay, Rochester, New York. *Science* 172: 1128-1132.
- Buchanan, B. W. (1993). Effects of enhanced lighting on the behaviour of nocturnal frogs. *Animal Behavior* 45: 893-899.
- Buonanno, G., Lall, A. A., Stabile, L. (2009). Temporal size distribution and concentration of particles near a major highway. *Atmospheric Environment* 43: 1100-1105.
- Burnett, S. E. (1992). Effects of a rain-forest road on movements of small mammals – mechanisms and implications. *Wildlife Research* 19: 95-104.
- Burson, S. L., Belant, J. L., Fortier, K. A., Tomkiewicz, W. C. (2000). The effect of vehicle traffic on wildlife in Denali National Park. *Arctic* 53: 146-151.
- Burton, N. H. K., Rehfish, M. M., Clark, N. A. (2002). Impacts of disturbance from construction work on the densities and feeding behaviour of waterbirds using the intertidal mudflats of Cardiff Bay, UK. *Environmental Management* 30: 865-871.
- Bury, R. B., Luckenbach, R. A. (2002). Comparison of desert tortoise (*Gopherus agassizii*). populations in an unused and off-road vehicle area in the Mojave Desert. *Chelonian Conservation and Biology* 4: 457-463.
- Byg, A., Vormisto, J., Balslev, H. (2007). Influence of diversity and road access on palm extraction at landscape scale in SE Ecuador. *Biodiversity and Conservation* 16: 631-642.
- Cain, A. T., Tuovila, V. R., Hewitt, D. G., Tewes, M. E. (2003). Effects of a highway and mitigation projects on bobcats in Southern Texas. *Biological Conservation* 114: 189-197.
- Caletrio, J., Fernandez, J. M., Lopez, J. Roviralta, F. (1996). Spanish national inventory on road mortality of vertebrates. *Global Biodiversity* 5: 15-18.
- Carbaugh, B., Vaughan, J. P., Bellis, E. D., Graves, H. B. (1975). Distribution and activity of white-tailed deer along an interstate highway. *Journal of Wildlife Management* 39: 570-581.
- Caro, T., Shargel, J., Stoner, C. (2000). Frequency of medium-sized mammal road kills in an agricultural landscape in California. *American Midland Naturalist* 144: 362-369.
- Carr, L. W., Fahrig, L. (2001). Effect of road traffic on two amphibian species of differing vagility. *Conservation Biology* 15: 1071-1078.
- Carrete, M., Tella, J. L., Blanco, G., Bertellotti, M. (2009). Effects of habitat degradation on the abundance, richness and diversity of raptors across Neotropical biomes. *Biological Conservation* 142: 2002-2011.



- Carthew, S. M., Horner, B., Jones, K. M. W. (2009). Do utility corridors affect movements of small terrestrial fauna? *Wildlife Research* 36: 488-495.
- Carvalho, F., Mira, A. (2011). 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: 8-13.
- Chambers, D. L. (2008). Logging road effects on breeding-site selection in *Notophthalmus viridescens* (Red-spotted Newt). and three ambystomatid salamanders in south-central Pennsylvania. *Northeastern Naturalist* 15: 123-130.
- Christen, D. C., Matlack, G. R. (2006). The role of roadsides in plant invasions: a demographic approach. *Conservation Biology* 20: 385-391.
- Christen, D. C., Matlack, G. R. (2009). The habitat and conduit functions of roads in the spread of three invasive plant species. *Biological Invasions* 11: 453-465.
- Chruszcz, B., Clevenger, A. P., Gunson, K. E., Gibeau, M. L. (2003). Relationships among grizzly bears, highways, and habitat in the Banff-Bow Valley, Alberta, Canada. *Canadian Journal of Zoology* 81: 1378-1391.
- Ciarniello, L. M., Boyce, M. S., Heard, D. C., Seip, D. R. (2007). Components of grizzly bear habitat selection: density, habitats, roads, and mortality risk. *Journal of Wildlife Management* 71: 1446-1457.
- Clarke, G. P., White, P. C. L., Harris, S. (1998). Effects of roads on badger (*Meles meles*). populations in south-west England. *Biological Conservation* 86: 117-124.
- Clarke, H. (1930). Birds killed by automobiles. *Bird Banding* 32: 271.
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B., Gunson, K. E. (2001a). Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin* 29: 646-653.
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B., Gunson, K. E. (2001b). Drainage culverts as habitat linkages and factors affecting passage by mammals. *Journal of Applied Ecology* 38: 1340-1349.
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B., Gunson, K. E. (2003). Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation* 109: 15-26.
- Clevenger, A. P., Sawaya, M. A. (2010). Piloting a non-invasive genetic sampling method for evaluating population-level benefits of wildlife crossing structures. *Ecology & Society* 15: 7. Disponible online: <http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss1/art7/>
- Clevenger, A. P., Waltho, N. (2000). Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology* 14: 47-56.
- Clevenger, A. P., Waltho, N. (2005). Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biological Conservation* 121: 453-464.
- Clevenger, A. P., Wierzchowski, J., Chruszcz, B., Gunson, K. (2002). GIS-Generated, expert-based models for identifying wildlife habitat linkages and planning mitigation passages. *Conservation Biology* 16: 503-514.
- Cochrane, M. A., Barber, C. P. (2009). Climate change, human land use and future fires in the Amazon. *Global Change Biology* 15: 601-612.
- 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: 689-699.



- Coffin, A. W. (2007). From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography* 15: 396-406.
- Coleman, J. L., Ford, N. B., Herriman, K. (2008). A road survey of amphibians and reptiles in a bottomland hardwood forest. *Southeastern Naturalist* 7: 339-348.
- Collins, S. J., Russell, R. W. (2009). Toxicity of road salt to Nova Scotia amphibians *Environmental Pollution* 157: 320-324.
- Conard, J. M., Gipson, P. S. (2006). Spatial and seasonal variation in wildlife–vehicle collisions. *Prairie Naturalist* 38: 251-260.
- Conn, J. M., Annest, J. L., Dellinger, A. (2004). Nonfatal motor-vehicle animal crash-related injuries - United States, 2001–2002. *Journal of Safety Research* 35: 571-574.
- Conover, M. R., Pitt, W. C., Kessler, K. K., DuBow, T. J., Sanborn, W. A. (1995). Review of human injuries, illnesses and economic losses caused by wildlife in the United States. *Wildlife Society Bulletin* 23: 407-414.
- Corlatti, L., Hackländer, K., Frey-Roos, F. (2009). Ability of wildlife overpasses to provide connectivity and prevent genetic isolation. *Conservation Biology* 23: 548-556.
- Côté, S. D., Rooney, T. P., Tremblay, J. P., Dussault, C., Waller, D. M. (2004). Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 113-147.
- Cottam, C. (1931). Birds and motor cars in South Dakota. *Wilson Bulletin* 43: 313-314.
- Coulson, G. (1997). Male bias in road-kills of macropods. *Wildlife Research* 24: 21-25.
- Cramer, P. C., Portier, K. M. (2001). Modeling Florida panther movements in response to human attributes of the landscape and ecological settings. *Ecological Modelling* 140: 51-80.
- Cuperus, R., Canters, K. J., de Haes, H. A. U., Friedman, D. S. (1999). Guidelines for ecological compensation associated with highways. *Biological Conservation* 90: 41-51.
- Curtis, P. D., Jensen, P. G. (2004). Habitat features affecting beaver occupancy along roadsides in New York state. *Journal of Wildlife Management* 68: 278-287.
- D'Angelo, G. J., D'Angelo, J. G., Gallagher, G. R., Osborn, D. A., Miller, K. V., Warren, R. J. (2006). Evaluation of wildlife warning reflectors for altering white-tailed deer behavior along roadways. *Wildlife Society Bulletin* 34: 1175-1183.
- Davenport, J., Davenport, J. L. (eds.). (2006). *The ecology of transportation: managing mobility for the environment*. Springer
- Davies, J. M., Roper, T. J., Shepherdson, D. J. (1987). Seasonal distribution of road kills in the European badger (*Meles meles* L.). *Journal of Zoology* 211: 525-529.
- Davis, W. H. (1934). The automobile as a destroyer of the wildlife. *Science* 79: 504-505.
- Delgado, J. D., Arroyo, N. L., Arevalo, J. R., Fernandez-Palacios, J.M. (2007). Edge effects of roads on temperature, light, canopy cover, and canopy height in laurel and pine forests (Tenerife, Canary Islands). *Landscape and Urban Planning* 81: 328-340.
- deMaynadier, P. G., Hunter, M. L. (2000). Road effects on amphibian movements in a forested landscape. *Natural Areas Journal* 20: 56-65.
- Demers, C. L., Sage, R. W. (1990). Effects of road deicing salt on chloride levels in four Adirondack streams. *Water, Air, and Soil Pollution* 49: 369-373.
- DeMers, M. N. (1993). Roadside ditches as corridors for range expansion of the western harvester ant (*Pogonomyrmex occidentalis* Cresson). *Landscape Ecology* 8: 93-102.



- Develey, P. F., Stouffer, P. C. (2001). Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in Central Amazonian Brazil. *Conservation Biology* 15: 1416-1422.
- Díaz, M., Parra, A., Gallardo, C. (2011). Serins respond to anthropogenic noise by increasing vocal activity. *Behavioural Ecology* in press
- Díaz-Varela, E. R., Vazquez-Gonzalez, I., Marey-Pérez, M. F., Álvarez-López, C. J. (2011). Assessing methods of mitigating wildlife-vehicle collisions by accident characterization and spatial analysis. *Transportation Research Part D* 16: 281-287.
- Dickerson, L. M. (1939). The problem of wildlife destruction by automobile traffic. *Journal of Wildlife Management* 3: 104-116.
- Dickson, B. G., Beier, P. (2002). Home-range and habitat selection by adult cougars in southern California. *Journal of Wildlife Management* 66: 1235-1245.
- Dickson, B. G., Jenness, J. S., Beier, P. (2005). Influence of vegetation, topography, and roads on cougar movement in southern California. *Journal of Wildlife Management* 69: 264-276.
- Dickson, T. L., Wilsey, B. J., Busby, R. R., Gebhart, D. L. (2008). Grassland plant composition alters vehicular disturbance effects in Kansas, USA. *Environmental Management* 41: 676-684.
- Dirección General de Tráfico (1999). Accidentes producidos por la presencia de animales de gran tamaño en las carreteras. Informe N^o 99-IA-6. Dirección General de Tráfico, Ministerio del Interior. Madrid.
- Dixon, J. D., Oli, M. K., Wooten, M. C., Eason, T. H., McCown, J. W., Peatkau, D. (2006). Effectiveness of a regional corridor in connecting two Florida black bear populations. *Conservation Biology* 20: 155-162
- Dobson, J. D. (2001). Marking fences to reduce bird collisions in woodlands. *Scottish Forestry* 55: 168-169.
- Dodd, C. K., 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: 619-631.
- Dodd, N. L., Gagnon, J. W., Boe, S., Schweinsburg, R. E. (2007a). Assessment of elk highway permeability by using Global Positioning System telemetry. *Journal of Wildlife Management* 71: 1107-1117.
- Dodd, N. L., Gagnon, J. W., Manzo, A. L., Schweinsburg, R. E. (2007b). Video surveillance to assess highway underpass use by elk in Arizona. *Journal of Wildlife Management* 71: 637-645.
- Dreyer, W. A. (1935). The question of wildlife destruction by the automobile. *Science* 82: 439-440.
- Dussault, C., Ouellet, J. P., Laurian, C., Courtois, R., Poulin, M., Breton, L. (2007). Moose movement rates along highways and crossing probability models. *Journal of Wildlife Management* 71: 2338-2345.
- Dyer, S. J., O'Neill, J. P., Wasel, S. M., Boutin, S. (2001). Avoidance of industrial development by woodland caribou. *Journal of Wildlife Management* 65: 531-542.
- Dyer, S. J., O'Neill, J. P., Wasel, S. M., Boutin, S. (2002). Quantifying barrier effects of roads and seismic lines on movements of female woodland caribou in northeastern Alberta. *Canadian Journal of Zoology* 80: 839-845.
- Eigenbrod, F., Hecnar, S. J., Fahrig, L. (2008a). Accessible habitat: an improved measure of the effects of habitat loss and roads on wildlife populations. *Landscape Ecology* 23: 159-168.



- Eigenbrod, F., Hecnar, S. J., Fahrig, L. (2008b). The relative effects of road traffic and forest cover on anuran populations *Biological Conservation* 141: 35-46.
- Eigenbrod, F., Hecnar, S. J., Fahrig, L. (2009). Quantifying the road-effect zone: threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada - art. no. 24 *Ecology & Society* 14: 24.
- Ellenberg, H., Muller, K., Stottele, T. (1991). Strassen-Ökologie. In: Ökologie und strasse. Broschürenreihe de Deutschen Strassenliga, Bonn, Ger. Pp. 19-115.
- Ellis, D. H., Glinski, R. L., Smith, D. G. (1990). Raptor road surveys in South America. *Journal of Raptor Research* 24: 98-106.
- Epps, C. W., Palsbøll, P. J., Wehausen, J. D., Roderick, G. K., Ramey, R. R., McCullough, D. R. (2005). Highways block gene flow and cause a rapid decline in genetic diversity of desert bighorn sheep. *Ecology Letters* 8: 1029-1038.
- Erritzoe, J., Mazgajski, T. D., Rejt, L. (2003). Bird casualties on European roads - a review. *Acta Ornithologica* 28: 77-93.
- Etter, D. R., Hollis, K. M., Van Deelen, T. R., Ludwig, D. R., Chelsvig, J. E., Anchor, C. L., Warner, R. E. (2002). Survival and movements of white-tailed deer in suburban Chicago, Illinois. *Journal of Wildlife Management* 66: 500-510.
- Evink, G. L., Garret, P., Zeigler, D., Berry, J. (eds.) (1996). Trends in addressing transportation related wildlife mortality. No. FL-ER-58-96. Florida Department of Transport. Tallahassee, Florida.
- Ewen, C., Anagnostopoulou, M. A., Ward, N. I. (2009). Monitoring of heavy metal levels in roadside dusts of Thessaloniki, Greece in relation to motor vehicle traffic density and flow. *Environmental Monitoring and Assessment* 157: 483-498.
- Fahrig, L., Pedlar, J. H., Pope, S. E., Taylor, P. D., Wegner, J. F. (1995). Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation* 73: 177-182.
- Fahrig, L., Rytwinski, T. (2009). Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology & Society* 14: 21. Online: <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art21/>
- Falk, N. W, Graves, H. B., Bellis, E. D. (1978). Highway right-of-way fences as deer deterrents. *Journal of Wildlife Management* 42: 646-650.
- Farrell J. E., Irby, L. R., McGowen, P. T. (2002). Strategies for ungulate-vehicle collision mitigation. *Intermountain Journal of Sciences* 8: 1-18.
- Farrell, T. M., Morris, K. I. (1996). Moose-motor vehicle collisions: an increasing hazard in northern New England. *Archives of Surgery* 131: 377-381.
- Feick, G., Horne, R. A., Yeaple, D. (1972). Release of mercury from contaminated freshwater sediments by the runoff of road deicing salt. *Science* 175: 1142-1143.
- Feldhamer, G. A., Gates, J. E., Harman, D. M., Loranger, A. J., Dixon, K. R. (1986). Effects of interstate highway fencing on white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) activity. *Journal of Wildlife Management* 50: 497-503.
- Fernandez, J. M. 1993. Colisiones entre vehículos y animales de caza mayor, Una aproximación al problema. II Simposio Nacional sobre Carreteras y Medio Ambiente. Asociación Técnica de Carreteras, Madrid, pp. 385-398.
- Ferreras, P., Aldama, J. J., Beltran, J. F., Delibes, M. (1992). Rates and causes of mortality in a fragmented population of Iberian lynx *Felis pardina* Temminck, 1824. *Biological Conservation* 61: 197-202.



- Ferreras, P., Gaona, P., Palomares, F., Delibes, M. (2001). Restore habitat or reduce mortality? Implications from a population viability analysis of the Iberian lynx. *Animal Conservation* 4: 265-274.
- Ferris, C. R. (1979). Effects of Interstate 95 on breeding birds in northern Maine. *Journal of Wildlife Management* 43: 421-422.
- Finder, R. A., Roseberry, J. L., Woolf, A. (1999). Site and landscape conditions at white-tailed deer vehicle collision locations in Illinois. *Landscape and Urban Planning* 44: 77-85.
- Findlay, C. S., Bourdages, J. (2000). Response time of wetland biodiversity to road construction on adjacent lands. *Conservation Biology* 14: 86-94.
- Findlay, C. S., Houlihan, J. (1997). Anthropogenic correlates of species richness in southeastern Ontario wetlands. *Conservation Biology* 11: 1000-1009.
- Finnis R. G. (1960). Road casualties among birds. *Bird Study* 7: 21-32.
- Flint, W. P. (1926). The automobile and wild life. *Science* 63: 426-427.
- Flory, S. L., Clay, K. (2009). Effects of roads and forest successional age on experimental plant invasions. *Biological Conservation* 142: 2531-2537.
- Focardi, S., Tosos, S., Pecchioli, E. (1996). The population modelling of fallow deer and wild boar in a Mediterranean ecosystem. *Forest Ecology & Management* 88: 7-14.
- Foltz, R. B., Copeland, N. S., Elliot, W. J. (2009). Reopening abandoned forest roads in northern Idaho, USA: Quantification of runoff, sediment concentration, infiltration, and interrill erosion parameters. *Journal of Environmental Management* 90: 2542-2550.
- Foppen, R., Reijnen, R. (1994). The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. II. Breeding dispersal of willow warblers (*Phylloscopus trochilus*). in relation to the proximity of a highway. *Journal of Applied Ecology* 31: 95-101.
- Ford, A. T., Clevenger, A. P., Bennett, A. (2009). Comparison of methods of monitoring wildlife crossing-structures on highways. *Journal of Wildlife Management* 73: 1213-1222.
- Forman, R. T. T. (1995). Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.
- Ford, A. T., Fahrig, L. (2008). Movement patterns of eastern chipmunks (*Tamias striatus*). near roads. *Journal of Mammalogy* 89:895-903.
- Forman R. T. T., Reineking, B., Hersperger, A. M. (2002). Road traffic and nearby grassland bird patterns in a suburbanizing landscape. *Environmental Management* 29: 782-800.
- Forman, R. T. T. (2000). Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation Biology* 14: 31-35.
- Forman, R. T. T., Alexander, L. E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207-231.
- Forman, R. T. T., Deblinger, R. D. (2000). The ecological road-effect zone of a Massachusetts (U.S.A.) suburban highway. *Conservation Biology* 14: 36-46.
- Forman, R. T. T., Sperling, D., Bissonette, J. A., Clevenger, A. P., Cutshall, C. D., Dale, V. H., Fahrig, L., France, R., Goldman, C. R., Heanue, K., Jones, J. A., Swanson, F. J., Turrentine, T., Winter, T. C. (2003). *Road ecology: science and solutions*. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Fortin, D., Courtois, R., Etcheverry, P., Dussault, C., Gingras, A. (2008). Winter selection of landscapes by woodland caribou: behavioural response to geographical gradients in habitat attributes. *Journal of Applied Ecology* 45: 1392-1400.



- Forys, E. A., Humphrey, S. R. (1999). Use of population viability analysis to evaluate management options for the endangered Lower Keys marsh rabbit. *Journal of Wildlife Management* 63: 251-260.
- Foster, M. L., Humphrey, S. R. (1995). Use of highway underpasses by Florida panthers and other wildlife. *Wildlife Society Bulletin* 23: 95-100.
- Frair, J. L., Merrill, E. H., Beyer, H. L., Morales, J. M. (2008). Thresholds in landscape connectivity and mortality risks in response to growing road networks. *Journal of Applied Ecology* 45: 1504-1513.
- Fraser, D., Thomas, E. R. (1982). Moose vehicle accidents in Ontario: relation to highway salt. *Wildlife Society Bulletin* 10: 261-265.
- Gadsdon, S. R., Power, S. A. (2009). Quantifying local traffic contributions to NO₂ and NH₃ concentrations in natural habitats. *Environmental Pollution* 157: 2845-2852.
- Gagnon, J. W., Theimer, T. C., Dodd, N. L., Boe, S., Schweinsburg, R. E. (2007). Traffic volume alters elk distribution and highway crossings in Arizona. *Journal of Wildlife Management* 71: 2318-2323.
- Gaisler, J., Řehák, Z., Bartonička, T. (2009). Bat casualties by road traffic (Brno-Vienna). *Acta Theriologica* 54: 147-155.
- García-Delgado, J. D. D., Arevalo, J. R., Fernández-Palacios, J. M. (2007). Road edge effect on the abundance of the lizard *Gallotia galloti* (Sauria: Lacertidae) in two Canary Islands forests. *Biodiversity and Conservation* 16: 2949-2963.
- Garland, T., Bradley, W. G. (1984). Effects of a highway on Mojave Desert rodent populations. *American Midland Naturalist* 111:47-56.
- Garre, S., Meeus, S., Gulinck, H. (2009). The dual role of roads in the visual landscape: A case-study in the area around Mechelen (Belgium). *Landscape and Urban Planning* 92: 125-135.
- Garrett, L. C., Conway, G. A. (1999). Characteristics of moose vehicle collisions in Anchorage, Alaska, 1991-1995. *Journal of Safety Research* 30: 219-223.
- Gaveau, D. L. A., Wich, S., Epting, J., Juhn, D., Kanninen, M., Leader-Williams, N. (2009). The future of forests and orangutans (*Pongo abelii*) in Sumatra: predicting impacts of oil palm plantations, road construction, and mechanisms for reducing carbon emissions from deforestation. *Environmental Research Letters* 4: 34013-34013.
- Gelbard, J. L., Harrison, S. (2003). Roadless habitats as refuges for native grasslands: Interactions with soil, aspect, and grazing. *Ecological Applications* 13: 404-415.
- Gerlach, G., Musolf, K. (2000). Fragmentation of landscape as a cause for genetic subdivision in bank voles. *Conservation Biology* 14: 1066-1074.
- Getz, L. L., Cole, F. R., Gates, D. L. (1978). Interstate roadsides as dispersal routes for *Microtus pennsylvanicus*. *Journal of Mammalogy* 59: 208-212.
- Ghert, S. (2002). Evaluation of spotlight and road-kill surveys as indicators of local raccoon abundance. *Wildlife Society Bulletin* 30: 449-456.
- Gibbs, J. P., Shriver, W. G. (2002). Estimating the effects of road mortality on turtle populations. *Conservation Biology* 16: 1647-1652.
- Gibbs, J. P., Shriver, W. G. (2005). Can road mortality limit populations of pool breeding amphibians? *Wetlands Ecology and Management* 13: 281-289.
- Gibbs, J. P., Steen, D. A. (2005). Trends in sex ratios of turtles in the United States: Implications of road mortality. *Conservation Biology* 19: 552-556.



- Gibeau, M. L., Clevenger, A. P., Herrero, S., Wierzchowski, J. (2002). Grizzly bear response to human development and activities in the Bow River Watershed, Alberta, Canada. *Biological Conservation* 103: 227-236.
- Girvetz, E. H., Thorne, J. H., Berry, A. M., Jaeger, J. A. G. (2008). Integration of landscape fragmentation analysis into regional planning: A statewide multi-scale case study from California, USA. *Landscape and Urban Planning* 86: 205-218.
- Gleason, J. S., Jenks, J. A. (1993). Factors influencing deer vehicle mortality in east central South Dakota. *Prairie Naturalist* 25: 281-289.
- Gloyne, C. C., Clevenger, A. P. (2001). Cougar (*Puma concolor*). use of wildlife crossing structures on the Trans-Canada highway in Banff National Park, Alberta. *Wildlife Biology* 7: 117-124.
- Godwin, K. S., Hafner, S. D., Buff, M. F. (2003). Long-term trends in sodium and chloride in the Mohawk River, New York: the effect of fifty years of road-salt application. *Environmental Pollution* 124: 273-281.
- Gomes, L., Grilo, C., Silva, C., Mira, A. (2009). Identification methods and deterministic factors of owl roadkill hotspot locations in Mediterranean landscapes. *Ecological Research* 24: 355-370.
- Goodman, S., Pidgeon, M., O'Connor, S. (1994). Mass mortality of Madagascar radiated tortoise caused by road construction. *Oryx* 28: 115-118.
- Gordon, K. M., McKinstry, M. C., Anderson, S. H. (2004). Motorist response to a deer sensing warning system. *Wildlife Society Bulletin* 32: 565-573.
- Graham, K., Boulanger, J., Duval, J., Stenhouse G. (2010). Spatial and temporal use of roads by grizzly bears in west-central Alberta. *Ursus* 21: 43-56.
- Grant, T. J., Doherty, P. F. (2009). Potential mortality effects of off-highway vehicles on the flat-tailed horned lizard (*Phrynosoma mcallii*): a manipulative experiment. *Environmental Management* 43: 508-513.
- Green, S. M., Machin, R., Cresser, M. S. (2008). Effect of long-term changes in soil chemistry induced by road salt applications on N-transformations in roadside soils. *Environmental Pollution* 152: 20-31.
- Green, S. M., Machin, R., Cresser, M. S. (2008). Long-term road salting effects on dispersion of organic matter from roadside soils into drainage water. *Chemistry and Ecology* 24: 221-231.
- Griffiths, M., van Schaik, C. P. (1993). The impact of human traffic on the abundance and activity periods of sumatran rain forest wildlife. *Conservation Biology* 37: 263-266.
- Grilo, C., Ascensão, F., Santos-Reis, M., Bissonette, J.A. (2011). Do well-connected landscapes promote road-related mortality? *European Journal of Wildlife Research* (in press). NO METIDO ARRIBA
- Grilo, C., Bissonette, J. A., Santos-Reis, M. (2008). Response of carnivores to existing highway culverts and underpasses: implications for road planning and mitigation. *Biodiversity and Conservation* 17: 1685-1699.
- Grilo, C., Bissonette, J. A., Santos-Reis, M. (2009). Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: Consequences for mitigation. *Biological Conservation* 142: 301-313.
- Grosman, P. D., Jaeger, J. A. G., Biron, P. M., Dussault, C., Ouellet, J. P. (2009). Reducing moose-vehicle collisions through salt pool removal and displacement: an agent-based modeling approach. *Ecology & Society* 14: 17.
- Gryz, J., Krauze, D. (2008). Mortality of vertebrates on a road crossing the Biebrza Valley (NE Poland). *European Journal of Wildlife Research* 54: 709-714.



Gundersen, H., Andreassen, H. P., Storaas, T. (1998). Spatial and temporal correlates to norwegian moose - train collisions. *Alces* 34: 385-394.

Gunson K. E., Mountrakis, G., Quackenbush, L. J. (2011). Spatial wildlife-vehicle collision models: A review of current work and its application to transportation mitigation projects. *Journal of Environmental Management* (in press).

Gunson, K. E., Clevenger, A. P., Ford, A. T., Bissonette, J. A., Hardy, A. (2009). A comparison of data sets varying in spatial accuracy used to predict the occurrence of wildlife-vehicle collisions. *Environmental Management* 44: 268-277.

Gurd, B., Nudds, T.D., Rivard, D. (2005). Conservation of mammals in Eastern North American Wildlife Reserves: How small is too small? *Conservation Biology* 15: 1355-1363.

Guter, A., Dolev, A., Saltz, D., Kronfeld-Schor, N. (2005). Temporal and spatial influences on road mortality in otters: conservation implications. *Israel Journal of Zoology* 51: 199-207.

Gutzwiller, K. J., Barrow, W. C. (2003a). Bird communities, roads and development: prospects and constraints of applying empirical models. *Biological Conservation* 113: 239-243.

Gutzwiller, K. J., Barrow, W. C. (2003b). Influences of roads and development on birds communities in protected Chihuahuan desert landscapes. *Biological Conservation* 113: 225-237.

Hadley, A. H. (1927). Wild life and automobiles. *Bird-Lore* 32: 391.

Haikonen, H., Summala, H. (2001). Deer vehicle crashes: extensive peak at 1 hour after sunset. *American Journal of Preventative Medicine* 21: 209-213.

Haines, A. M., Tewes, M. E., Laack, L. L. (2005). Survival and sources of mortality in ocelots. *Journal of Wildlife Management* 69: 255-263.

Hanowski, J. M., Niemi, G. J. A. (1995). Comparison of on- and off-road bird counts: do you need to go off road to count birds accurately? *Journal of Field Ornithology* 66: 469-483.

Hansen, C. S. (1983). Costs of deer-vehicle accidents in Michigan. *Wildlife Society Bulletin* 11: 161-164.

Hansen, M. J., Clevenger, A. P. (2005). The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors. *Biological Conservation* 125: 249-259.

Hardy, A. R., Lee, S., Al-Kaisy, A. F. (2006). Effectiveness of animal advisory messages as a speed reduction tool: A case study in Montana. *Transportation Research Record* 1973: 64-72.

Harmon, J. P., Moran, N. A., Ives, A. R. (2009). Species response to environmental change: impacts of food web interactions and evolution. *Science* 323: 1347-1350.

Harris, L. D., Scheck, J. (1991). From implications to applications: the dispersal corridor principle applied to the conservation of biological diversity. In: Saunders, D. A., Hobbs, R. J. (eds.). *Nature Conservation 2: the role of corridors*. Surrey Beatty, Chipping Norton, Australia. Pp. 189-220

Hartel, T., Moga, C. I., Öllerer, K., Puky, M. (2009). Spatial and temporal distribution of amphibian road mortality with a *Rana dalmatina* and *Bufo bufo* predominance along the middle section of the Târnava Mare basin, Romania. *North-Western Journal of Zoology* 5: 130-141.

Haskell, D. G. (2000). Effects of forest roads on macroinvertebrate soil fauna on the southern appalachian mountains. *Conservation Biology* 14: 57-63.

Hauer, S., Ansorge, H., Zinke, O. (2002). Mortality patterns of otters (*Lutra lutra*). from eastern Germany. *Journal of Zoology* 256: 361-368.

Haugen, A. O. (1944). Highway mortality in southern Michigan. *Journal of Mammalogy* 25: 177-184.



- Hawbaker, T. J., Radeloff, V. C. (2004). Roads and landscape pattern in Northern Wisconsin based on a comparison of four road data sources. *Conservation Biology* 18: 1233-1244.
- Hawbaker, T. J., Radeloff, V. C., Hammer, R. B., Clayton M. K. (2005). Road density and landscape pattern in relation to housing density, and ownership, land cover, and soils. *Landscape Ecology* 20: 609-625.
- Hedlund, J. H., Curtis, P. D., Curtis, G., Williams, A. F. (2004). Methods to reduce traffic crashes involving deer: What works and what does not. *Traffic Injury Prevention* 5: 122-131.
- Hell, P., Plavý, R., Slamečka, J., Gašparík, J. (2005). Losses of mammals (Mammalia). and birds (Aves). on roads in the Slovak part of the Danube Basin. *European Journal of Wildlife Research* 51: 35-40.
- Hels, T., Buchwald, E. (2001). The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation* 99: 331-340.
- Hels, T., Nachman, G. (2002). Simulating viability of a spadefoot toad *Pelobates fuscus* metapopulation in a landscape fragmented by a road. *Ecography* 25: 730-744.
- Hernandez, M. (1988). Road mortality of the little owl (*Athene noctua*). in Spain. *Journal of Raptor Research* 22: 81-84.
- Hervas, I, Suarez, F., Mata, C., Herranz, Malo, J. E. (2007). Pasos de fauna para vertebrados. Minimización y seguimiento del efecto barrera de las vías de comunicación. CEDEX. Ministerio de Fomento, Madrid.
- Hicks, A. C. (1993). Using road-kills as an index to moose population change. *Alces* 29: 243-247.
- Hobday, A. J. (2010). Nighttime driver detection distances for Tasmanian fauna: Informing speed limits to reduce roadkill. *Wildlife Research* 37: 265-272.
- Hobday, A. J., Minstrell, M. L. (2008). Distribution and abundance of roadkill on Tasmanian highways: human management options. *Wildlife Research* 35: 712-726.
- Hodgson, J. A., Thomas, C. D., Wintle, B. A., Moilanen, A. (2009). Climate change, connectivity and conservation decision making: back to basics. *Journal of Applied Ecology* 46: 964-969.
- Hodson, N. L. (1962). Some notes on the causes of bird road casualties. *Bird Study* 9: 168-173.
- Hodson, N. L. (1966). A survey of road mortality in mammals (and including data for the grass snake and common frog). *Journal of Zoology* 148: 576-579.
- Hodson, N. L., Snow, D. W. (1965). The road deaths enquiry, 1960-1961. *Bird Study* 12: 168-172.
- Hofstra, G., Smith, D. W. (1984). The effects of road deicing salts on the levels of ions in roadsides soils in southern Ontario. *Journal of Environmental Management* 19: 261-271.
- Holbrook, H. T., Vaughan, M. R. (1985). Influence of roads on turkey mortality. *Journal of Wildlife Management* 49: 611-614.
- Holsbreek, L., Rodts, J., Muyldermans, S. (1999). Hedgehog and other animal traffic victims in Belgium: results of a countrywide survey. *Lutra* 42: 111-119.
- Hostetler, J. A., McCown, J. W., Garrison, E. P., Neils, A. M., Barrett, M. A., Sunquist, M. E., Simek, S. L., Oli, M. K. (2009). Demographic consequences of anthropogenic influences: Florida black bears in north-central Florida. *Biological Conservation* 142: 2456-2463.
- Houlahan, J. E., Keddy, P. A., Makkay, K., Findlay, C. S. (2006). The effects of adjacent land use on wetland species richness and community composition. *Wetlands* 26: 79-96.
- Hubbard, M. W., Danielson B. J., Schmitz, R. A. (2000). Factors influencing the location of deer-vehicle accidents in Iowa. *Journal of Wildlife Management* 64: 707-713.



- Hughes, W. E., Reza, R. A., Paniati, J. F. (1996). Vehicle-animal crashes: An increasing safety problem. *Institute of Transportation Engineers Journal* 66: 24-28.
- Huijser, M. P., Bergers, P. J. M. (2000). The effect of roads and traffic on hedgehog (*Erinaceus europaeus*) populations. *Biological Conservation* 95: 111-116.
- Huijser, M. P., Duffield, J. W., Clevenger, A. P., Ament, R. J., McGowen, P. T. (2009). Cost-benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with large ungulates in the United States and Canada; a decision support tool. *Ecology & Society* 14: 15.
- Huijser, M. P., McGowen, P. T., Camel, W., Hardy, A., Wright, P., Clevenger, A. P., Salsman, L., Wilson, T. (2006). *Animal Vehicle Crash Mitigation Using Advanced Technology. Phase I: Review, Design and Implementation*. SPR 3(076). FHWA-ORTPF- 07-01, Western Transportation Institute, Montana State University, Bozeman, MT. (http://www.oregon.gov/ODOT/TD/TP_RES/ResearchReports.shtml).
- Huijser, M. P., Fuller, J., Wagner, M. E., Hardy, A., Clevenger, A. P. (2007). Animal-vehicle collision data collection. A synthesis of highway practice. NCHRP Synthesis 370.
- Hurley, M. V., Rapaport, E. K., Johnson, C. J. (2009). Utility of expert-based knowledge for predicting wildlife vehicle collisions. *Journal of Wildlife Management* 73: 278-286.
- Inbar, M., Mayer, R. T. (1999). Spatio-temporal trends in armadillo diurnal activity and road-kills in central Florida. *Wildlife Society Bulletin* 27: 865-872.
- Inbar, M., Shanas, U., Izhaki, I. (2002). Characterization of road accidents in Israel involving large mammals. *Israel Journal of Zoology* 48: 197-206.
- Isabelle, P. S., Fooks, L. J., Keddy, P. A. (1987). Effects of roadside snowmelt on wetland vegetation: an experimental study. *Journal of Environmental Management* 25: 57-60.
- Ito, T. Y., Miura, N., Lhagvasuren, B., Enkhbileg, D., Takatsuki, S., Tsunekawa, A., Jiang, Z. (2005). Preliminary evidence of a barrier effect of a railroad on the migration of Mongolian gazelles. *Conservation Biology* 19: 945-948.
- luell, B., Bekker, H., Cuperus, R., Dufek, J., Fry, G. L., Hicks, C., Hlavac, V., Keller, J., Le Marie Wandall, B., Rosell Pagès, C., Sangwine, T., Torslov, N. (Eds.). (2003). *Wildlife and traffic - a European handbook for identifying conflicts and designing solutions*. Prepared by COST 341 - Habitat fragmentation due to transportation infrastructure. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering division, Delft, The Netherlands.
- Jaarsma, C. F., van Langevelde, F., Botma, H. (2006). Flattened fauna and mitigation: Traffic victims related to road, traffic, vehicle, and species characteristics. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 11: 264-276.
- Jaarsma, C. F., Willems, G. P. A. (2002). Reducing habitat fragmentation by minor rural roads through traffic calming. *Landscape and Urban Planning* 58: 125-135.
- Jaeger J. A. G., Bowman, J., Brennan, J., Fahrig, L., Bert, D., Bouchard, J., Charbonneau, N., Frank, K., Gruber, B., von Toschanowitz, K. T. (2005). Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling* 185: 329-348.
- Jaeger, J. A. G. (2000). Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15: 115-130.
- Jaeger, J. A. G., Fahrig, L. (2004). Under what conditions do fences reduce the effects of roads on population persistence? *Conservation Biology* 18: 1651-1657.
- Jancke, S., Giere, P. (2011). Patterns of otter *Lutra lutra* road mortality in a landscape abundant in lakes. *European Journal of Wildlife Research* 57: 373-381.



- Jantz, P., Goetz, S. (2008). Using widely available geospatial data sets to assess the influence of roads and buffers on habitat core areas and connectivity. *Natural Areas Journal* 28: 261-274.
- Jaren, V., Andersen, R., Ulleberg, M., Pedersen, P. H., Wiseth, B. (1991). Moose-train collisions: the effects of vegetation removal with a cost-benefit analysis. *Alces* 27: 93-99.
- Jedrzejewski, W., Niedzialkowska, M., Nowak, S., Jedrzejewska, B. (2004). Habitat variables associated with wolf (*Canis lupus*). distribution and abundance in northern Poland. *Diversity and Distributions* 10: 225-233.
- Jefferies, D. J. (1975). Different activity patterns of male and female badgers (*Meles meles*). as shown by road mortality. *Journal of Zoology* 177: 504-506.
- Jensen, P. G., Curtis, P. D., Lehnert, M. E., Hamelin, D. L. (2001). Factors influencing obstruction of highway culverts by beaver. *Wildlife Society Bulletin* 29: 654-664.
- Jensen, W. F., Fuller, T. K., Robinson, W. L. (1986). Wolf (*Canis lupus*). distribution on the Ontario–Michigan border near Sault Ste. Marie. *Canadian Field-Naturalist* 100: 363-366.
- Jodoin, Y., Lavoie, C., Villeneuve, P., Theriault, M., Beaulieu, J., Belzile, F. (2008). Highways as corridors and habitats for the invasive common reed *Phragmites australis* in Quebec, Canada. *Journal of Applied Ecology* 45: 459-466.
- Johnson, K. (2001). All creatures great and small: states work to reduce animal-related crashes. *Traffic Safety* 1: 20-22.
- Johnson, W. C., Collinge, S. K. (2004). Landscape effects on black-tailed prairie dog colonies. *Biological Conservation* 115: 487-497.
- Jones, J. A., Swanson, F. J., Wemple, B. C., Snyder, K. (2000). Effects of roads on hydrology, geomorphology, and disturbance patches in stream networks. *Conservation Biology* 14: 76-85.
- Jones, M. B., Longhurst, W. M. (1958). Overhanging deer fences. *Journal of Wildlife Management* 22(3): 325-326.
- Jones, M. E. (2000). Road upgrade, road mortality and remedial measures: impacts on a population of eastern quolls and Tasmanian devils. *Wildlife Research* 27: 289-296.
- Joyce, T. L., Mahoney, S. P. (2001). Spatial and temporal distributions of moose vehicle collisions in Newfoundland. *Wildlife Society Bulletin* 29: 281-291.
- Kaczensky, P., Knauer, F., Krze, B., Jonozovic, M., Adamic, M., Gossow, H. (2003). The impact of high speed, high volume traffic axes on brown bears in Slovenia. *Biological Conservation* 111: 191-204.
- Kaiser, K., Hammers, J. L. (2009). The effect of anthropogenic noise on male advertisement call rate in the neotropical treefrog, *Dendropsophus triangulum*. *Behaviour* 146: 1053-1069.
- Kalwiji, J. M., Milton, S. J., McGeoch, M. A. (2008). Road verges as invasion corridors? A spatial hierarchical test in an arid ecosystem. *Landscape Ecology* 23: 439-451.
- Kanda, L. L., Fuller, T. K., Sievert, P. R. (2006). Landscape associations of road-killed Virginia opossums (*Didelphis virginiana*). in central Massachusetts. *American Midland Naturalist* 156: 128-134.
- Karlsson J., Brøseth, H., Sand, H., Andrén, H. (2007). Predicting occurrence of wolf territories in Scandinavia. *Journal of Zoology* 272: 276-283.
- Karraker, N. E., Gibbs, J. P., Vonesh, J. R. (2008). Impacts of road deicing salt on the demography of vernal pool-breeding amphibians. *Ecological Applications* 18: 724-734.



- Kaushal, S. S., Groffman, P. M., Likens, G. E., Belt, K. T., Stack, W. P., Kelly, V. R., Band, L. E., Fisher, G. T. (2005). Increased salinization of fresh water in the northeastern United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 102: 13517-13520.
- Keller, I., Largiadèr, C. R. (2003). Recent habitat fragmentation caused by major roads leads to reduction on gene flow and loss of genetic variability in ground beetles. *Proceedings Royal Society London B* 270: 417-423.
- Keller, I., Largiadèr, C. R. (2003). Recent habitat fragmentation caused by major roads leads to reduction of gene flow and loss of genetic variability in ground beetles. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B-Biological Sciences* 270: 417-423.
- Keller, I., Nentwig, W., Largiadèr, C. R. (2004). Recent habitat fragmentation due to roads can lead to significant genetic differentiation in an abundant flightless ground beetle. *Molecular Ecology* 13: 2983-2994.
- Kerley, L. L., Goodrich, J. M., Miquelle, D. G., Smirnov, E. N., Quigley, H. B., Hornocker, M. G. (2002). Effects of roads and human disturbance on Amur tigers. *Conservation Biology* 16: 97-108.
- Kerth, G., Melber, M. (2009). Species-specific barrier effects of a motorway on the habitat use of two threatened forest-living bat species. *Biological Conservation* 142: 270-279.
- Klockner, U., Croft, D. B., Ramp, D. (2006). Frequency and causes of kangaroo-vehicle collisions on an Australian outback highway. *Wildlife Research* 33: 5-15.
- Knapp, K. (2005). Crash reduction factors for deer vehicle crash countermeasures. *Transportation Research Record* 1908: 172-179.
- Knight, J. E., Swensson, E. J., Sherwood, H. (1997). Elk use of modified fence-crossing designs. *Wildlife Society Bulletin* 25: 819-822.
- Koivula, M. J., Vermeulen, H. J. W. (2005). Highways and forest fragmentation—effects on carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). *Landscape Ecology* 20: 911-926.
- Kolowski, J. M., Nielsen, C. K. (2008). Using Penrose distance to identify potential risk of wildlife-vehicle collisions. *Biological Conservation* 141: 1119-1128.
- Kramer-Schadt, S., Revilla, E., Wiegand, T., Breitenmoser, U. (2004). Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology* 41: 711-723.
- Krisp, J. M., Durot, S. (2007). Segmentation of lines based on point densities: an optimization of wildlife warning sign placement in southern Finland. *Accident Analysis and Prevention* 39: 38-46.
- Kuehn, R., Hindenlang, K. E., Holzgang, O., Senn, J., Stoeckle, B., Sperisen, C. (2007). Genetic effect of transportation infrastructure on roe deer populations (*Capreolus capreolus*). *Journal of Heredity* 98: 13-22.
- Kuitunen, M. T., Viljanen, J., Rossi, E., Stenroos, A. (2003). Impact of busy roads on breeding success in pied flycatchers *Ficedula hypoleuca*. *Environmental Management* 31: 79-85.
- Kuitunen, M., Rossi, E., Stenroos, A. (1998). Do highways influence density of land birds? *Environmental Management* 22: 297-302.
- Kunkel, K. E., Pletscher, D. H. (2000). Habitat factors affecting vulnerability of moose to predation by wolves in southeastern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 78: 150-157.
- Lalo, J. 1987. The problem of road kill. *American Forests* 93(9/10): 50-52, 72. 206



- Langen, T. A., Machniak, A., Crowe, E. K., Mangan, C. Marker, D., Liddle, N., Roden, B. (2007). Methodologies for surveying herpetofauna mortality on rural highways. *Journal of Wildlife Management* 71: 1361-1368.
- Langen, T. A., Ogden, K., Schwarting, L. (2009). Predicting hotspots of herpetofauna road mortality along highway networks. *Journal of Wildlife Management* 73: 104-114.
- Langton, T. (ed.). (1989). Amphibians and roads. Proceedings of the toad tunnel conference, Rendsburg, Fauna and Flora Preservation Society-ACO Polymer Products Ltd.
- Lapoint, S. D., Kays, R. W., Ray, J. C. (2003). Animals crossing the Northway: are existing culverts useful? *Adirondack Journal of Environmental Studies* Spring/Summer 2003 10-17.
- Laurance, S. G. W., Stouffer, P. C., Laurance, W. E. (2004). Effects of road clearings on movement patterns of understory rainforest birds in central Amazonia. *Conservation Biology* 18: 1099-1109.
- Laurance, W. F., Croes, B. M., Guissouegou, N., Buij, R., Dethier, M., Alonso, A. (2008). Impacts of roads, hunting, and habitat alteration on nocturnal mammals in African rainforests. *Conservation Biology* 22: 721-732.
- Laurian, C., Dussault, C., Ouellet, J. P., Courtois, R., Poulin, M., Breton, L. (2008a). Behavior of moose relative to a road network. *Journal of Wildlife Management* 72: 1550-1557.
- Laurian, C., Dussault, C., Ouellet, J. P., Courtois, R., Poulin, M., Breton, L. (2008b). Behavioral adaptations of moose to roadside salt pools. *Journal of Wildlife Management* 72: 1094-1100.
- Lavergne, S., Mouquet, N., Thuiller, W., Ronce, O. (2010). Biodiversity and climate change: integrating evolutionary and ecological responses of species and communities. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 41: 321-350.
- Lavsund, S., Sandegren, F. (1991). Moose vehicle relations in Sweden: a review. *Alces* 27: 118-126.
- Le Viol, I., Julliard, R., Kerbirou, C., de Redon, L., Carnino, N., Machon, N., Porcher, E. (2008). Plant and spider communities benefit differently from the presence of planted hedgerows in highway verges. *Biological Conservation* 141: 1581-1590.
- Leach, G. J., Recher, H. F. (1993). Use of roadside remnants of softwood scrub vegetation by birds in south-eastern Queensland. *Wildlife Research* 20: 233-249.
- Leblond, M., Dussault, C., Ouellet, J. P., Poulin, M., Courtois, R., Fortin, J. (2007). Electric fencing as a measure to reduce moose-vehicle collisions. *Journal of Wildlife Management* 71: 1695-1703.
- Lehnert, M. E., Bissonette, J. A. (1997). Effectiveness of highway crosswalk structures at reducing deer vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin* 25: 809-818.
- Lelong, B., Lavoie, C., Theriault, M. (2009). What are the factors that facilitate the implementation of the common reed (*Phragmites australis*) along roads in Southern Quebec? *Ecoscience* 16: 224-237.
- Lengagne, T. (2008). Traffic noise affects communication behaviour in a breeding anuran, *Hyla arborea*. *Biological Conservation* 141: 2023-2031.
- Lesbarreres, D., Lode, T., Merila, J. (2004). What type of road underpass could potentially reduce amphibian road kills? *Oryx* 38: 1-40.
- Lesbarreres, D., Pagano, A., Lode, T. (2003). Inbreeding and road effect zone in a ranidae: the case of agile frog, *Rana dalmatina* Bonaparte, 1840. *Comptes Rendus Biologies* 326: S68-S72.
- Lesbarrères, D., Primmer, C.R., Lodé T. Merilä, J. (2006). The effects of 20 years of highway presence on the genetic structure of *Rana dalmatina* populations. *Ecoscience* 14: 311-323.



- Lesiński, G. (2008). Linear landscape elements and bat casualties on roads - an example. *Annales Zoologici Fennici* 45: 277-280.
- Lesiński, G., Sikora, A., Olszewski, A. (2011). Bat casualties on a road crossing a mosaic landscape. *European Journal of Wildlife Research* 57: 217-223
- Li, T., Shilling, F., Thorne, J., Li, F., Schott, H., Boynton, R., Berry, A. M. (2010). Fragmentation of China's landscape by roads and urban areas. *Landscape Ecology* 25: 839-853.
- Liddle, R. A. (1997). Cholecystokinin cells. *Annual Review of Physiology* 59: 221-242.
- Linsdale, J. M. (1929). Roadways as they affect bird life. *Condor* 31: 143-145.
- Little, S. J., Harcourt, R. G., Clevenger, A. P. (2002). Do wildlife passages act as prey-traps? *Biological Conservation* 107: 135-145.
- Litvaitis, J. A., Tash, J. P. (2008). An approach toward understanding wildlife-vehicle collisions. *Environmental Management* 42: 688-697.
- Liu, S. L., Cui, B. S., Dong, S. K., Yang, Z. M., Yang, M., Holt, K. (2008). Evaluating the influence of road networks on landscape and regional ecological risk-A case study in Lancang River Valley of Southwest China. *Ecological Engineering* 34: 91-99.
- Lizana, M. (1993). Mortalidad de anfibios y reptiles en carreteras: informe sobre el estudio AHE-CODA. *Boletín Asociación Herpetológica Española* 4: 37-41.
- Lizana, M. 1991(a). La mortalidad de anfibios y reptiles en las carreteras. *Boletín Asociación Herpetológica Española* 2: 2-7.
- Lizana, M. 1991(b). El estudio de mortalidad de vertebrados en carreteras (CODA). y la colaboración de la AHE. *Boletín Asociación Herpetológica Española* 2: 31-32.
- Lodé, T. (2000). Effect of a motorway on mortality and isolation of wildlife populations. *Ambio* 29: 163-166.
- López Redondo J. (1993). Metodología y resultados del proyecto de seguimiento de la mortalidad de vertebrados en carreteras (PMVC/CODA). En: II Simposio Nacional sobre Carreteras y Medio Ambiente. Asociación Técnica de Carreteras, Madrid. Pp. 319-334.
- Loughry, W. J., McDonough, C. M. (1996). Are road kills valid indicators of armadillo population structure? *American Midland Naturalist* 135: 53-59.
- Lovallo, M. J., Anderson, E. M. (1996). Bobcat movements and home ranges relative to roads in Wisconsin. *Wildlife Society Bulletin* 24: 71-76.
- L-P Tardiff, and Associates, Inc. (2003). Collisions involving motor vehicle and large animals in Canada. Final report to Transport Canada Road Safety Directorate, Nepean, Ontario, Canada.
- Luce, A., Crowe, M. (2001). Invertebrate terrestrial diversity along a gravel road on Barrie Island, Ontario, Canada. *Great Lakes Entomologist* 34: 55-60.
- Ludwig, J., Bremicker, T. (1983). Evaluation of 2.4 m fences and one-way gates for reducing deer vehicle collisions in Minnesota. *Transportation Research Record* 913: 19-22.
- Lyon, L. J. (1983). Road density models describing habitat effectiveness for elk. *Journal of Forestry* 81: 592-595.
- Mace, R. D., Waller, J. S., Manley, T. L., Lyon, L. J., Zurring, H. (1996). Relationships among grizzly bears, roads, and habitat in the Swan Mountains, Montana. *Journal of Applied Ecology* 33: 1395-1404.



- Mader, H. J. (1984). Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation* 29: 81-96.
- Madsen, A. B., Strandgaard, H., Prang, A. (2002). Factors causing traffic killings of roe deer *Capreolus capreolus* in Denmark. *Wildlife Biology* 8: 55-61.
- Malo, J. E., Suarez, F., Diez, A. (2004). Can we mitigate animal vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology* 41: 701-710.
- Mancebo Quintana, S., Martín Ramos, B., Casermeiro Martínez, M. A., Otero Pastor, I. (2010). A model for assessing habitat fragmentation caused by new infrastructures in extensive territories - Evaluation of the impact of the Spanish strategic infrastructure and transport plan. *Journal of Environmental Management* 91: 1087-1096.
- Marin, M., Schmitt, J. A (1996). Road survey of raptors through western Mexico. *Ornitología Neotropical* 7: 173-175.
- Markina, F. A. (1999). Accidentes de carretera con ungulados cinegéticos en el territorio histórico de Álava. In: Fauna y Carreteras. Asociación Técnica de Carreteras, Madrid. pp. 129-138.
- Marsh, D. M., Beckman, N. G. (2004). Effects of forest roads on the abundance and activity of terrestrial salamanders. *Ecological Applications* 14: 1882-1891.
- Marsh, D. M., Milam, G., Gorham, N. P., Beckman, N. G. (2005). Forest roads as partial barriers to terrestrial salamander movement. *Conservation Biology* 19: 2004-2008.
- Massemin, S., Zorn, T. (1998). Highway mortality of Barn Owls in northeastern France. *Journal of Raptor Research* 32: 229-232.
- Mata, C., Hervas, I., Herranz, J., Malo, J. E., Suarez, F. (2009). Seasonal changes in wildlife use of motorway crossing structures and their implication for monitoring programmes. *Transportation Research Part D* 14: 447-452.
- Mata, C., Hervas, I., Herranz, J., Suarez, F., Malo, J. E. (2005). Complementary use by vertebrates of crossing structures along a fenced Spanish motorway. *Biological Conservation* 124: 397-405.
- Mata, C., Hervas, I., Herranz, J., Suarez, F., Malo, J. E. (2008). Are motorway wildlife passages worth building? Vertebrate use of road-crossing structures on a Spanish motorway. *Journal of Environmental Management* 88: 407-415.
- Mazerolle, M. J. (2004). Amphibian road mortality in response to nightly variations in traffic intensity. *Herpetologica* 60: 45-53.
- Mazerolle, M. J., Huot, M., Gravel, M. (2005). Behavior of amphibians on the road in response to car traffic. *Herpetologica* 61: 380-388.
- McCaffery, K. R. (1973). Road kills show trends in Wisconsin deer populations. *Journal of Wildlife Management* 37: 212-216.
- McClure, H. E. (1951). An analysis of animal victims on Nebraska's highways. *Journal of Wildlife Management* 15: 410-420.
- McGarigal, K., Romme, W.H., Crist, M., Roworth, E. (2001). Cumulative effects of roads and logging on landscape structure in the San Juan Mountains, Colorado (USA). *Landscape Ecology* 16: 327-349.
- McGregor, R. L., Bender, D. J., Fahrig, L. (2008). Do small mammals avoid roads because of the traffic? *Journal of Applied Ecology* 45: 117-123.
- McLellan, B. N., Shackleton, D. M. (1988). Grizzly bears and resource-extraction industries: effects of roads on behavior, habitat use and demography. *Journal of Applied Ecology* 25: 451-460.



Mech, L. D., Fritts, S. H., Radde, G. L., Paul, W. J. (1988). Wolf distribution and road density in Minnesota. *Wildlife Society Bulletin* 16: 85-87.

Melis, C., Olsen, C. B., Hyllvang, M., Gobbi, M., Stokke, B. G., Røskaft, E. (2010). The effect of traffic intensity on ground beetle (Coleoptera: Carabidae). assemblages in central Sweden. *Journal of Insect Conservation* 14: 159-168.

Mendes, S., Colino-Rabanal, V. J., Peris, S. J. (2011). Bird song variations along an urban noise gradient: The case of the European Blackbird (*Turdus merula*). *Landscape and Urban Planning* 19: 51-57.

Merriam, G., Kozakiewicz, M., Tsuchiya, E., Hawley, K. (1989). Barriers as boundaries for metapopulations and demes of *Peromyscus leucopus* in farm landscapes. *Landscape Ecology* 2: 227-235.

Merrill, S. B. (2000). Road densities and gray wolf, *Canis lupus*, habitat suitability: an exception. *Canadian Field-Naturalist* 114: 312-313.

Meunier, F. D., Verheyden, C., Jouventin, P. (2000). Use of roadsides by diurnal raptors in agricultural landscapes. *Biological Conservation* 92: 291-298.

Miller B. K., Litvaitis, J. A. (1992). Use of roadside salt licks by moose (*Alces alces*). in northern New Hampshire. *Canadian Field-Naturalist* 106: 112-117.

Ministerio de Medio Ambiente (2005). COST 341. Fauna y Tráfico. Manual europeo para la identificación de conflictos y el diseño de soluciones.

Ministerio de Medio Ambiente (2006). Prescripciones técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales. Documentos para la reducción de la fragmentación de habitats causada por infraestructuras de transporte, 1. Organismo autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Ministerio de Medio Ambiente (2008). Prescripciones técnicas para el seguimiento y evaluación de la efectividad de las medidas correctoras del efecto barrera de las infraestructuras de transporte. Documentos para la reducción de la fragmentación de habitats causada por infraestructuras de transporte, 2. Organismo autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Ministerio de Medio Ambiente (2010). Prescripciones técnicas para la reducción de la fragmentación de habitats en las fases de planificación y trazado. Documentos para la reducción de la fragmentación de habitats causada por infraestructuras de transporte, 3. Organismo autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Ministerio Medio Ambiente (2011). Indicadores de fragmentación de habitats causado por infraestructuras lineales de transporte. Documentos para la reducción de la fragmentación de habitats causada por infraestructuras de transporte, 4. Organismo autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Mladenoff, D. J., Sickley, T. A., Haight, R. G., Wydeven, A. P. (1995). A regional landscape analysis and prediction of favourable Gray Wolf habitat in the northern Great-Lakes region. *Conservation Biology* 9: 279-294.

Montgomery D. R. (1994). Road surface drainage, channel initiation, and slope instability. *Water Resources Research* 30: 1925-1932.

Mountrakis, G., Gunson, K. (2009). Multi-scale spatiotemporal analyses of moose-vehicle collisions: A case study in northern Vermont. *International Journal of Geographical Information Science* 23: 1389-1412.

Müller S, Berthoud G. (1997). Fauna/Traffic Safety - Manual for civil engineers. LAVOC, Lausanne, Switzerland.



- Mumme, R. L., Schoech, S. J., Woolfenden, G. E., Fitzpatrick, J. W. (2000). Life and death in the fast lane: demographic consequences of road mortality in the Florida Scrub-Jay. *Conservation Biology* 14: 501-512.
- Munguira, M. L., Thomas, J. A. (1992). Use of road verges by butterfly and burnet populations, and the effect of roads on adult dispersal and mortality. *Journal of Applied Ecology* 29:316-329.
- Muzzi, P. D., Bisset, A. R. (1990). Effectiveness of ultrasonic wildlife warning devices to reduce moose fatalities along railway corridors. *Alces* 26: 37-43.
- Nakamura, K. (2006). Special feature: effects of anthropogenic habitat changes on plant and animal populations. *Population Ecology* 48: 175-176.
- National Research Council (1997). Toward a sustainable future: addressing the long-term effects of motor vehicle transportation on climate and ecology. Washington, DC. National Academy Press.
- Naves, J., Ordíz, A., García-Álvarez, E., Pollo, C. (2003). Modelo predictivo de accidentes de tráfico con jabalíes y aplicación a la estima de efectos barrera en la autopista A-66 (Asturias-León). En: Resúmenes VI Jornadas SECEM, Ciudad Real. Pp.128.
- Ndibalema, V. G., Mduma, S., Stokke, S., Roskaft, E. (2008). Relationship between road dust and ungulate density in Serengeti National Park, Tanzania. *African Journal of Ecology* 46: 547-555.
- Newmark, W. D., Boshe, J. I., Sariko, H. I., Makumbule, G. K. (1996). Effects of a highway on large mammals in Mikumi National Park, Tanzania. *African Journal of Ecology* 34:15-31.
- Ng, S. J., Dole, J. W., Sauvajot, R. M., Riley, S. P. D., Valone, T. J. (2004). Use of highway undercrossings by wildlife in southern California. *Biological Conservation* 115: 499-507.
- Nielsen, C. K., Anderson, R. G., Grund, M. D. (2003). Landscape influences on deer vehicle accident areas in an urban environment. *Journal of Wildlife Management* 67: 46-51.
- Noordijk, J., Prins, D., de Jonge, M., Vermeulen, R. (2006). Impact of a road on the movements of two ground beetle species (Coleoptera: Carabidae). *Entomologica Fennica* 17:276-283.
- Oetting, R. B., Cassel, J. F. (1971). Waterfowl nesting on interstate highway right-ofway in North Dakota. *Journal of Wildlife Management* 35: 774-781.
- Olsson, M. P. O., Widen, P. (2008). Effects of highway fencing and wildlife crossings on moose *Alces alces* movements and space use in southwestern Sweden. *Wildlife Biology* 14: 111-117.
- Oosenbrug, S. M., Mercer, E. W., Ferguson, S. H. (1991). Moose-vehicle collisions in Newfoundland - management considerations for the 1990's. *Alces* 27: 220-225.
- Opdam, P. (1991). Metapopulation theory and habitat fragmentation: A review of holartic breeding bird studies. *Landscape Ecology* 5: 93-106
- Opdam, P., van Apeldoorn, R., Schotman, A., Kalkhoven, J. (1993). Population responses to landscape fragmentation. In: Vos, C. C., Opdam, P. (eds.). Landscape ecology of a stressed environment. Chapman & Hall, London. Pp. 147-171
- Orlowski, G. (2007). Spatial distribution and seasonal pattern in road mortality of the common toad bufo bufo in an agricultural landscape of south-western Poland. *Amphibia-Reptilia* 28: 25-31.
- Orlowski, G. (2008). Roadside hedgerows and trees as factors increasing road mortality of birds: Implications for management of roadside vegetation in rural landscapes. *Landscape and Urban Planning* 86: 153-161.
- Orłowski, G., Ciesiołkiewicz, J., Kaczor, M., Radwańska, J., Żywicka, A. (2008). Species composition and habitat correlates of amphibian roadkills in different landscapes of south-western Poland. *Polish Journal of Ecology* 56: 659-671.



- Orlowski, G., Nowak, L. (2004). Road mortality of hedgehogs *Erinaceus* spp. in farmland in lower Silesia (South-western Poland). *Polish Journal of Ecology* 52: 377-382.
- Orlowski, G., Nowak, L. (2006). Factors influencing mammal roadkills in the agricultural landscape of South-Western Poland. *Polish Journal of Ecology* 54: 283-294.
- Oschadleus, D. H., Harebottle, D. A. (2002). Survey of road-kills, with special emphasis on birds. *Bird Numbers* 11: 42-44.
- Oxley, D. J., Fenton, M. B. (1976). The harm our roads do to nature and wildlife. *The Canadian Geographer/Le Géographe Canadien* 92: 40-45.
- Oxley, D. J., Fenton, M. B., Carmody, G. R. (1974). The effects of roads on populations of small mammals. *Journal of Applied Ecology* 11: 51-59.
- Ozer, S., Irmak, M. A., Yilmaz, H. (2008). Determination of roadside noise reduction effectiveness of *Pinus sylvestris* L. and *Populus nigra* L. in Erzurum, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment* 144: 191-197.
- Palomino, D., Carrascal, L. M. (2007). Habitat associations of a raptor community in a mosaic landscape of Central Spain under urban development. *Landscape and Urban Planning* 83: 268-274.
- Palomino, D., Carrascal, L. M. (2007). Threshold distances to nearby cities and roads influence the bird community of a mosaic landscape. *Biological Conservation* 140: 100-109.
- Paquet, P. C., Callaghan, C. (1996). Effects of linear developments on winter movements of gray wolves in the Bow River Valley of Banff National Park, Alberta. In: Evink GL, Garret P, Zeigler D, Berry J (eds.) Trends in Addressing Transportation Related Wildlife Mortality. No. FL-ER-58-96. Florida Dep. Transp. Tallahassee, FL. Pp. 51-73.
- Parendes, L. A., Jones, J. A. (2000). Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the H.J. Andrews experimental forest, Oregon. *Conservation Biology* 14: 64-75.
- Parnesan, C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37: 637-669.
- Parnesan, C. (2007). Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. *Global Change Biology* 13: 1860-1872.
- Parnesan, C., Yohe, G. (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural system. *Nature* 421: 37-42.
- Parris, K. M., Schneider, A. (2009). Impacts of traffic noise and traffic volume on birds of roadside habitats. *Ecology & Society* 14: 29.
- Parris, K. M., Velik-Lord, M., North, J. M. A. (2009). Frogs call at a higher pitch in traffic noise. *Ecology & Society* 14: 25.
- Pauchard, A., Alaback, P. B. (2004). Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of south central Chile. *Conservation Biology* 18: 238-248.
- Peñuelas, J., Flella, I. (2001). Responses to a warming world. *Science* 294: 793-795.
- Peris, S. J., Pescador, M. (2004). Effects of traffic noise on passerine populations in Mediterranean wooded pastures. *Applied Acoustics* 65: 357-366.
- Peris, S., Baquedano, R., Sánchez, A., Pescador, M. (2005). Mortalidad del jabalí (*Sus scrofa*). en carreteras de la provincia de Salamanca (NO de España).: ¿Influencia de su comportamiento social? *Galemys* 17: 13-23.



- Pescador, M., Peris, S. (2007). Influence of roads on bird nest predation: an experimental study on the Iberian Peninsula. *Landscape and Urban Planning* 82: 66-71.
- Peterson, M. N., Lopez, R. R., Silvy, N. J., Owen, C. B., Frank, P. A., Braden, A. W. (2003). Evaluation of deer-exclusion grates in urban areas. *Wildlife Society Bulletin* 31: 1198-1204.
- Philcox, C. K., Grogan, A. L. Macdonald, D. W. (1999). Patterns of otter *Lutra lutra* road mortality in Britain. *Journal of Applied Ecology* 36: 748-762.
- Pickles, W. (1942). Animal mortality on three miles of Yorkshire roads. *Journal of Animal Ecology* 11: 37-43.
- PMVC (2003). Mortalidad de vertebrados en carreteras. Proyecto provisional de seguimiento de la mortalidad de vertebrados en carreteras. Documentos Técnicos de Conservación SCV, 4.
- PMVC-CODA (1992). Mortalidad de mamíferos en carreteras. *Boletín Informativo de la SECEM* 1: 34-35.
- PMVC-CODA (1993). Millones de animales mueren atropellados cada año en las carreteras españolas. *Quercus* 83: 12-19.
- Pojar, T. M., Prosenice, R. A., Reed, D. F., Woodard, T. N. (1975). Effectiveness of a lighted, animated deer crossing sign. *Journal of Wildlife Management* 39: 87-91.
- Posa, M. R. C., Sodhi, N. S. (2006). Effects of anthropogenic land use on forest birds and butterflies in Subic Bay, Philippines. *Biological Conservation* 129: 256-270.
- Pounds, J. A., Bustamante, M. R., Coloma, L. A., Consuegra, J. A., Fogden, M. P. L., Foster, P. N., La Marca, E., Masters, K. L., Merino-Viteri, A., Puschendorf, R., Ron, S. R., Sanchez-Azofeifa, G. A., Still, C. J., Young B. E. (2006). Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature* 439: 161-167.
- Pressey, R. L., Cabeza, M., Watts, M. E., Cowling, R. M., Wilson, K. A. (2007). Conservation planning in a changing world. *Trends in Ecology & Evolution* 22: 583-592.
- Puglisi, M. J., Lindzey, J. S., Bellis, E. D. (1974). Factors associated with highway mortality of white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management* 38: 799-807.
- Pulido, C. (1999). Accidentes producidos por la presencia de animales de gran tamaño en las carreteras. En: *Fauna y Carreteras*. Asociación Técnica de Carreteras, Madrid. pp. 81-90.
- Putman, R. J. (1997). Deer and road traffic accidents: options for management. *Journal of Environmental Management* 51: 43-57.
- Putman, R., Langbein, J., Green, P., Watson, P. (2011). Identifying threshold densities for wild deer in the UK above which negative impacts may occur. *Mammal review* (in press).
- Pynn T. P., Pynn, B. R. (2004). Moose and other large animal wildlife vehicle collisions: implications for prevention and emergency care. *Journal of Emergency Nursing* 30: 542-547.
- Quintana-Ascencio, P. F., Weekley, C. W., Menges, E. S. (2007). Comparative demography of a rare species in Florida scrub and road habitats. *Biological Conservation* 137: 263-270.
- Ramakrishna, D. M., Viraraghavan, T. (2005). Environmental impact of chemical deicers - a review. *Water, Air, and Soil Pollution* 166: 49-63.
- Ramp, D., Ben-Ami, D. (2006). The effect of road-based fatalities on the viability of a peri-urban swamp wallaby population. *Journal of Wildlife Management* 70: 1615-1624.



- Ramp, D., Caldwell, J., Edwards, K. A., Warton, D., Croft, D. B. (2005). Modelling of wildlife fatality hotspots along the Snowy Mountain Highway in New South Wales, Australia, *Biological Conservation* 126: 474-490.
- Ramp, D., Wilson, V. K., Croft, D. B. (2006). Assessing the impacts of roads in peri-urban reserves: road-based fatalities and road usage by wildlife in the Royal National Park, New South Wales, Australia. *Biological Conservation* 129: 348-359.
- Raty, M. (1979). Effect of highway traffic on tetraonid densities. *Ornis Fennica* 56: 169-170.
- Rea, R. V. (2003). Modifying roadside vegetation management practice to reduce vehicular collisions with moose (*Alces alces*). *Wildlife Biology* 9: 81-91.
- Reed, D. F., Beck, T. D. I., Woodard, T. N. (1982). Methods of reducing deer vehicle accidents: benefit-cost analyses. *Wildlife Society Bulletin* 10: 349-354.
- Reed, D. F., Pojar T. M., Woodard, T. N. (1974a). Mule deer responses to deer guards. *Journal of Range Management* 27: 111-113.
- Reed, D. F., Pojar T. M., Woodard, T. N. (1974b). Use of 1 way gates by mule deer. *Journal of Wildlife Management* 38: 9-15.
- Reed, D. F., Woodard, T. N. (1981). Effectiveness of highway lighting in reducing deer vehicle accidents. *Journal of Wildlife Management* 45: 721-726.
- Reed, D.F., Woodward, T. N., Pojar, T. M. (1975). Behavioral response of mule deer to a highway underpass. *Journal of Wildlife Management* 39: 361-367.
- Reed, R. A., Barnard, J. J., Baker, W. L. (1996). Contribution of roads to forest fragmentation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10: 1098-1106.
- Reeve, A. F., Anderson, S. H. (1993). Ineffectiveness of Swareflex reflectors at reducing deer vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin* 21: 127-132.
- Reeves, M. K., Dolph, C. L., Zimmer, H., Tjeerdema, R. S., Trust, K. A. (2008). Road proximity increases risk of skeletal abnormalities in wood frogs from National Wildlife Refuges in Alaska. *Environmental Health Perspectives* 116: 1009-1014.
- Reid, J., Cabral de Sousa Jr, W. (2005). Infrastructure and conservation policy in Brazil. *Conservation Biology* 19: 740-746.
- Reijnen, M. J. S. M., Thissen, J. B. M., Becker, G. J. (1987). Effects of road traffic on woodland breeding bird populations. *Acta Oecologica* 8: 312-313.
- Reijnen, R., Foppen, R. (1994). The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. I. Evidence of reduced habitat quality for willow warblers (*Phylloscopus trochilus*). breeding close to a highway. *Journal of Applied Ecology* 31: 85-94.
- Reijnen, R., Foppen, R. (1995). The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. IV. Influence of population size on the reduction of density close to a highway. *Journal of Applied Ecology* 32: 481-491.
- Reijnen, R., Foppen, R., Meeuwsen, H. (1996). The effects of traffic on the density of breeding birds in dutch agricultural grasslands. *Biological Conservation* 75: 255-260.
- Reijnen, R., Foppen, R., ter Braak, C., Thissen, J. (1995). The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology* 32: 187-202.
- Reilly, R. E., Green, H. E. (1974). Deer mortality on a Michigan interstate highway. *Journal of Wildlife Management* 38: 16-19.



- Rheindt, F. E. (2003). The impact of roads on birds: does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? *Journal für Ornithologie* 144: 295-306.
- Richburg, J. A., Patterson, W. A., Lowenstein, F. (2001). Effects of road salt and *Phragmites australis* invasion on the vegetation of a western Massachusetts calcareous lake-basin fen. *Wetlands* 21: 247-255.
- Rico, A, Kindlmann, P, Sedlacek, F. (2007a). Road crossing in bank voles and yellow-necked mice. *Acta Theriologica* 52: 85-94.
- Rico, A, Kindlmann, P, Sedlacek, F. (2007b). Barrier effects of roads on movements of small mammals. *Folia Zoologica* 56: 1-12.
- Rico, A., Kindlmann, P., Sedlacek, F. (2009). Can the barrier effect of highways cause genetic subdivision in small mammals? *Acta Theriologica* 54: 297-310.
- Ries, L., Debinski, D. M., Wieland, M. L. (2001). Conservation value of roadside prairie restoration to butterfly communities. *Conservation Biology* 15: 401-411.
- Riitters, K. H., Wickham, J. D. (2003). How far to the nearest road? *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 125-129.
- Riley, S. P. D., Pollinger, J. P., Sauvajot, R. M., York, E. C., Bromley, C., Fuller, T. K., Wayne, R. K. (2006). A southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores. *Molecular Ecology* 15: 1733-1741.
- Robinson, C., Duinker, P. N., Beazley, K. F. (2010). A conceptual framework for understanding assessing, and mitigating ecological effects of forest roads. *Environmental Reviews* 18: 61-86.
- Rodriguez, A., Crema, G., Delibes, M. (1996). Use of non-wildlife passages across a high speed railway by terrestrial vertebrates. *Journal of Applied Ecology* 33: 1527-1540.
- Rodríguez, A., Crema, G., Delibes, M. (1997). Factors affecting crossing of red foxes and wildcats through non-wildlife passages across a high-speed railway. *Ecography* 20: 287-294.
- Roe, J. H., Georges, A. (2007). Heterogeneous wetland complexes, buffer zones, and travel corridors: Landscape management for freshwater reptiles. *Biological Conservation* 135: 67-76.
- Roe, J. H., Gibson, J., Kingsbury, B. A. (2006). Beyond the wetland border: Estimating the impact of roads for two species of water snakes. *Biological Conservation* 130: 161-168.
- Roedenbeck, I. A., Fahrig, L., Findlay, C. S., Houlahan, J. E., Jaeger, J. A. G., Klar, N., Kramer-Schadt, S., van der Grift, E. A. (2007). The Rauschholzhausen agenda for road ecology. *Ecology & Society* 12: 11. Online: <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art11/>.
- Roedenbeck, I. A., Voser, P. (2008). Effects of roads on spatial distribution, abundance and mortality of brown hare (*Lepus europaeus*). in Switzerland. *European Journal of Wildlife Research* 54:425-437.
- Roger, E., Ramp, D. (2009). Incorporating habitat use in models of fauna fatalities on roads. *Diversity and Distributions* 15: 222-231.
- Romin, L. A., Bissonette, J. A. (1996). Deer vehicle collisions: status of state monitoring activities and mitigation efforts. *Wildlife Society Bulletin* 24: 276-283.
- Romin, L., Dalton, L. B. (1992). Lack of response by mule deer to wildlife warning whistles. *Wildlife Society Bulletin* 20: 382-384.
- Rosell, C., Álvarez, G., Cahill, S., Campeny, R., Rodríguez, A., Seiler, A. (2003). COST 341: La Fragmentación del Hábitat en relación con las Infraestructuras de Transporte en España. Ed. Ministerio de Medio Ambiente. Serie Parques Nacionales. 349 pp.



- Rosell, C., Velasco, J. M. (1999). Manual on preventing and remedying the impact of roads on fauna. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient, Secretaria General, Barcelona.
- Rosell, C., Fernández-Llario, P., Herrero, J. (2001). El jabalí (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758). *Galemys* 13: 1-25.
- Rosen, P., Lowe, C. (1994). Highway mortality of snakes in the Sonoran desert of southern Arizona. *Biological Conservation* 68: 143-148.
- Rosenberg, N. J. (1983). Microclimate: the biological environment. John Wiley and Sons.
- Rosenzweig, C., Karoly, D., Vicarelli, M., Neofotis, P., Wu, Q., Casassa, G., Menzel, A., Root, T. L., Estrella, N., Seguin, B., Tryjanowski, P., Liu, C., Rawlins, S., Imeson, A. (2008). Attributing physical and biological impacts to anthropogenic climate change. *Nature* 453: 353-357.
- Rost, G. R., Bailey, J. A. (1979). Distribution of mule deer and elk in relation to roads. *Journal of Wildlife Management* 43: 634-641.
- Row, J. R., Blouin-Demers, G., Weatherhead, P. J. (2007). Demographic effects of road mortality in black ratsnakes (*Elaphe obsoleta*). *Biological Conservation* 137: 117-124.
- Rowland, M. M., Wisdom, M. J., Johnson, B. K., Kie, J. G. (2000). Elk distribution and modeling in relation to roads. *Journal of Wildlife Management* 64: 672-684.
- Russell, S. A., Thorvilson, H. G., Phillips, S. A. (2001). Red imported fire ant (Hymenoptera: Formicidae). populations in Texas Highway Rights-of-way and adjacent pastures. *Population Ecology* 30: 267-273.
- Russell, T. C., Herbert, C. A., Kohen, J. L. (2009). High possum mortality on urban roads: Implications for the population viability of the common brush tail and the common ringtail possum. *Australian Journal of Zoology* 57: 391-397.
- Ruza, F. (1999). Accidentes con víctimas causadas por la fauna en la red de carreteras del Estado. In: Fauna y Carreteras. Asociación Técnica de Carreteras, Madrid. 140 pp.
- Rytwinski, T., Fahrig, L. (2007). Effect of road density on abundance of white-footed mice. *Landscape Ecology* 22: 1501-1512.
- Saarinen, K., Valtonen, A., Jantunen, J., Saarnio, S. (2005). Butterflies and diurnal moths along road verges: Does road type affect diversity and abundance? *Biological Conservation* 123: 403-412.
- Saeki, M., Macdonald, D. W. (2004). The effects of traffic on the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides viverrinus*). and other mammals in Japan. *Biological Conservation* 118: 559-571.
- Sage, R. W., Tierson, W. C., Mattfeld, G. F., Behrend, D. F. (1983). White-tailed deer visibility and behaviour along forest roads. *Journal of Wildlife Management* 47: 940-953.
- Salafsky, N., Salzer, D., Stattersfield, A. J., Hilton-Taylor, C., Neugarten, R., Butchart, S. H., Collen, B., Cox, N., Master, L. L., O'Connor, S., Wilkie, D. (2008). A standard lexicon for biodiversity conservation: unified classifications of threats and actions. *Conservation Biology* 22: 897-911.
- Samecka-Cymerman, A., Stankiewicz, A., Kolon, K., Kempers, A. J. (2009). Self-organizing feature map (neural networks). as a tool to select the best indicator of road traffic pollution (soil, leaves or bark of *Robinia pseudoacacia* L.). *Environmental Pollution* 157: 2061-2065.
- Santos, S. M., Mathias, M. D. L., Mira, A., Simoes, M. P. (2007). Vegetation structure and composition of road verge and meadow sites colonized by cabrera vole (*Microtus Cabrerae* Thomas). *Polish Journal of Ecology* 55: 481-493.
- Sanzo, D., Hecnar, S. J. (2006). Effects of road de-icing salt (NaCl). on larval wood frogs (*Rana sylvatica*). *Environmental Pollution* 140: 247-256.



- Saunders, D., Hobbs, R., Margules, C. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- Saunders, S. C., Mislivets, M. R., Chen, J., Cleland, D. T. (2002). Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the Northern Great Lakes Region, USA. *Biological Conservation* 103: 209-225.
- Sayah, C. M., Robin, J. P., Pevet, P., Monecke S., Doumandji, S., Saboureau, M. (2009). Road mortality of the Algerian hedgehog (*Atelerix algirus*). in the Soummam Valley (Algeria). *Revue D Ecologie - La Terre et la Vie* 64: 145-156.
- Schaefer, J. F., Marsh-Matthews, E., Spooner, D. E., Gido, K. B., Matthews, W. J. (2003). Effects of barriers and thermal refugia on local movement of the threatened Leopard Darter, *Percina pantherina*. *Environmental Biology of Fishes* 66: 391-400.
- Schafer J. A., Penland, S. T. (1985). Effectiveness of Swareflex reflectors in reducing deer vehicle accidents. *Journal of Wildlife Management* 49: 774-776.
- Scheifele, P. M., Browning, D. G., Scheifele, L. M. (2003). Analysis and effectiveness of "deer whistles" for motor vehicles: frequencies, levels, and animal threshold responses. *Acoustics Research Letters Online* 4: 71-76.
- Scocianti, C. (2006). Rehabilitation of habitat connectivity between two important marsh areas divided by a major road with heavy traffic. *Acta Herpetologica* 1: 77-79.
- Scott, T. G. (1938). Wildlife mortality in Iowa highways. *American Midland Naturalist* 20: 527-539.
- Seamans, T. W., VerCauteren, K. C. (2006). Evaluation of ElectroBraide™ fencing as a white-tailed deer barrier. *Wildlife Society Bulletin* 34: 8-15.
- Seiler, A. (2004). Trends and spatial pattern in ungulate-vehicle collisions in Sweden. *Wildlife Biology* 10: 301-313.
- Seiler, A. (2005). Predicting locations of moose vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology* 42: 371-382.
- Semlitsch, R. D., Ryan, T. J., Hamed, K., Chatfield, M., Drehman, B., Pekarek, N., Spath, M., Watland, A. (2007). Salamander abundance along road edges and within abandoned logging roads in Appalachian forests. *Conservation Biology* 21:159-167.
- Serrano, M., Sanz, L., Puig, J., Pons, J. (2002). Landscape fragmentation caused by the transport network in Navarra (Spain). Two scale analysis and landscape integration assessment. *Landscape and Urban Planning* 58: 113-123.
- Sharma, G. P., Raghubanshi, A. S. (2009). Plant invasions along roads: a case study from central highlands, India. *Environmental Monitoring and Assessment* 157: 191-198.
- Shepard, D. B., Dreslik, M. J., Jellen, B. C., Phillips, C. A. (2008b). Reptile road mortality around an oasis in the Illinois Corn Desert with emphasis on the endangered eastern massasauga. *Copeia* 2: 350-359.
- Shepard, D. B., Kuhns, A. R., Dreslik, M. J., Phillips, C. A. (2008a). Roads as barriers to animal movement in fragmented landscapes. *Animal Conservation* 11: 288-296.
- Shochat, E., Wolfe, D. H., Patten, M. A., Reinking, D. L., Sherrod, S. K. (2005). Tallgrass prairie management and bird nest success along roadsides. *Biological Conservation* 121: 399-407.
- Shwiff, S. A., Smith, H. T., Engeman, R. M., Barryd, R. M., Rossmanithe, R. J., Nelsone, M. (2007). Bioeconomic analysis of herpetofauna road-kills in a Florida state park. *Ecological Economics* 64: 181-185.



- Simmons, J. M., Sunnucks, P., Taylor, A. C., van der Ree, R. (2010). Beyond roadkill, radiotracking, recapture and Fst-a review of some genetic methods to improve understanding of the influence of roads on wildlife. *Ecology & Society* 15 (1).
- Singer, F. J., Doherty, J. L. (1985). Managing mountain goats at a highway crossing. *Wildlife Society Bulletin* 13: 469-477.
- Singer, F. J., Langlitz, W. L., Samuelson, E. C. (1985). Design and construction of highway underpasses used by mountain goats. *Transportation Research Record* 16: 6-10.
- Slabbekoorn, H., Peet, M. (2003). Birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature* 424:267.
- Slater, F. M. (2002). An assessment of wildlife road casualties: the potential discrepancy between numbers counted and numbers killed. *Web Ecology* 3: 33-42.
- Smith-Patten, B. D., Patten, M. A. (2008). Diversity, seasonality, and context of mammalian roadkills in the southern great plains. *Environmental Management* 41: 844-852.
- Snodgrass, J. W., Casey, R. E., Joseph, D., Simon, J. A. (2008). Microcosm investigations of stormwater pond sediment toxicity to embryonic and larval amphibians: Variation in sensitivity among species. *Environmental Pollution* 154: 291-297.
- Soule, M. E. (ed.). (1987). *Viable Populations for Conservation*. Cambridge Univ. Press. Cambridge, UK.
- Spellerberg, I. F. (1998). Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 317-333.
- Spellerberg, I. F. (2002). *Ecological effects of roads*. Land Reconstruction and Management Series. Science Publishers, Enfield, UK.
- Spencer, H. J., Port, G. R. (1988). Effects of roadside conditions on plants and insects. II. Soil conditions. *Journal of Applied Ecology* 25: 709-715.
- Spencer, H. J., Scott, N. E., Port, G. R., Davison, A. W. (1988). Effects of roadside conditions on plants and insects. I. Atmospheric conditions. *Journal of Applied Ecology* 25: 699-707.
- Spooner, P. G., Lunt, I. D., Briggs, S. V., Freudenberger, D. (2004). Effects of soil disturbance from roadworks on roadside shrubs in a fragmented agricultural landscape. *Biological Conservation* 117: 393-406.
- St. Clair, C. C. (2003). Comparative permeability of roads, rivers, and meadows to songbirds in Banff National Park. *Conservation Biology* 17: 1151-1160.
- Starrett, W. C. (1938). Highways casualties in Central Illinois during 1937. *Wilson Bulletin* 50: 193-196.
- Steen, D. A., Aresco, M. J., Beilke, S. G., Compton, B. W., Condon, E. P., Dodd, C. K., Forrester, H., Gibbons, J. W., Greene, J. L., Johnson, G., Langen, T. A., Oldham, M. J., Oxier, D. N., Saumure, R. A., Schueler, F. W., Sleeman, J. M., Smith, L. L., Tucker, J. K., Gibbs, J. P. (2006). Relative vulnerability of female turtles to road mortality. *Animal Conservation* 9: 269-273.
- Steen, D. A., Gibbs, J. P. (2004). Effects of roads on the structure of freshwater turtle populations. *Conservation Biology* 18: 1143-1148.
- Steen, D. A., Smith, L. L. (2006). Road surveys for turtles: Consideration of possible sampling biases. *Herpetological Conservation and Biology* 1: 9-15.
- Stoner, D. (1925). The toll of the automobile. *Science* 61: 56-57.
- Stoner, D. (1936). Wildlife casualties on the highways. *Wilson Bulletin* 48: 276-283.



- Stout, R. J., Stedman, R. C., Decker, D. J., Knuth, B. A. (1993). Perceptions of risk from deer-related vehicle accidents: implications for public preferences for deer herd size. *Wildlife Society Bulletin* 21: 237-249.
- Suarez, E., Morales, M., Cueva, R., Utreras Bucheli, V., Zapata-Ríos, G., Toral, E., Torres, J., Prado, W., Vargas Olalla, J. (2009). Oil industry, wild meat trade and roads: indirect effects of oil extraction activities in a protected area in north-eastern Ecuador. *Animal Conservation* 12: 364-373.
- Suárez, F. (1989). Guías metodológicas para la elaboración de Estudios de Impacto Ambiental: 1. Carreteras y Ferrocarriles. Monografías de la Dirección General del Medio Ambiente, MOPU, Madrid.
- Suárez, F. (2001). Estudio de los accidentes producidos por colisiones con ungulados en la provincia de Soria. En: 5ª reunión del Grupo de Trabajo Nacional de COST 341. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Suárez, F., Velasco, J. M., Yanes, M. (1995). El efecto barrera en Vertebrados. Medidas correctoras en las vías de comunicación. CEDEX. Serie Monografías. Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente, Madrid.
- Sudharsan, K., Riley, S. J., Winterstein, S. R. (2006). Relationship of autumn hunting season to the frequency of deer-vehicle collisions in Michigan. *Journal of Wildlife Management* 70: 1161-1164.
- Sullivan, T. L., Messmer, T. (2003). Perceptions of deer vehicle collision management by state wildlife agency and department of transportation administrators. *Wildlife Society Bulletin* 31: 163-173.
- Sullivan, T. L., Williams, A. E., Messmer, T. A., Hellinga, L. A., Kyrychenko, S. Y. (2004). Effectiveness of temporary warning signs in reducing deer vehicle collisions during mule deer migrations. *Wildlife Society Bulletin* 32: 907-915.
- Sun, J. W. C., Narins, P. M. (2005). Anthropogenic sounds differentially affect amphibian call rate. *Biological Conservation* 121: 419-427.
- Svensson, S. (1998). Birds kills on roads: is this mortality factor seriously underestimated? *Ornis Svecica* 8: 183-187.
- Swihart, R. K., Slade, N. A. (1984). Road crossing in *Sigmodon hispidus* and *Microtus ochrogaster*. *Journal of Mammalogy* 65: 357-360.
- Switalski, T. A., Bissonette, J. A., DeLuca, T. H., Luce, C. H., Madej, M. A. (2004). Benefits and impacts of road removal. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 21-28.
- Tabor, R. (1974). Earthworms, crows, vibrations and motorways. *New Scientist* 62: 482-483.
- Tanner, D., Perry, J. (2007). Road effects on abundance and fitness of Galapagos lava lizards (*Microlophus albemarlensis*). *Journal of Environmental Management* 85: 270-278.
- Taylor, B. D., Goldingay, R. L. (2004). Wildlife road-kills on three major roads in north-eastern New South Wales. *Wildlife Research* 31: 83-91.
- Taylor, B. D., Goldingay, R. L. (2010). Roads and wildlife: Impacts, mitigation and implications for wildlife management in Australia. *Wildlife Research* 37: 320-331.
- Taylor, S. K., Buergelt, C. D., Roelke-Parker, M. E., Homer, B. L., Rotstein, D. S. (2002). Causes of mortality of free-ranging Florida panthers. *Journal of Wildlife Diseases* 38: 107-114.
- Tellería, J. L., Sáez-Royuela, C. (1985). L'évolution démographique du sanglier (*Sus scrofa*) en Espagne. *Mammalia* 49: 195-202.
- Theobald, D. M., Miller, J. R., Hobbs, N. T. (1997). Estimating the cumulative effects of development on wildlife habitat. *Landscape and Urban Planning* 39: 25-36.



- Thiel, R. P. (1985). Relationship between road densities and wolf habitat suitability in Wisconsin. *The American Midland Naturalist* 113: 404-407.
- Thogmartin, W. E., Schaeffer, B. A. (2000). Landscape attributes associated with mortality events of wild turkeys in Arkansas. *Wildlife Society Bulletin* 28: 865-874.
- Thompson, M., Sessions, J. (2008). Optimal policies for aggregate recycling from decommissioned forest roads. *Environmental Management* 42: 297-309.
- Thorne, J. H., Girvetz, E. H., McCoy, M. C. (2009a). Evaluating aggregate terrestrial impacts of road construction projects for advanced regional mitigation. *Environmental Management* 43: 936-948.
- Thorne, J. H., Huber, P. R., Girvetz, E. H., Quinn, J., McCoy, M. C. (2009b). Integration of regional mitigation assessment and conservation planning. *Ecology & Society* 14: 47.
- Thunqvist, E. L. (2004). Regional increase of mean chloride concentration in water due to the application of deicing salt. *Science of the Total Environment* 325: 29-37.
- Tikka, P. M., Hogmander, H., Koski, P. S. (2001). Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants. *Landscape Ecology* 16: 659-666.
- Transport Canada (2003). Overview of technologies aimed at reducing and preventing large animal strikes. Standards Research and Development Branch, Road Safety and Motor Vehicle Regulation Directorate, Ottawa, Canada.
- Treweek, J. R., Hankard, P., Roy, D. B., Arnold, H., Thompson, S. (1998). Scope for strategic ecological assessment of trunk-road development in England with respect to potential impacts on lowland heathland, the Dartford warbler (*Sylvia undata*). and the sand lizard (*Lacerta agilis*). *Journal of Environmental Management* 53: 147-163.
- Trocme, M., Cahill, S., de Vries, J. G., Farrall, H., Folkesson, L., Fry, G., Hicks, C., Peymen, J. (Eds.). (2003). *COST 341: Habitat Fragmentation Due to Transportation Infrastructure: The European Review*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Trombulak, S. C., Frissell, C. A. (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14: 18-30.
- Ujvari M., Baagoe, H. J., Madsen, A. B. (1998). Effectiveness of wildlife warning reflectors in reducing deer vehicle collisions: a behavioral study. *Journal of Wildlife Management* 62: 1094-1099.
- Ujvari M., Baagoe, H. J., Madsen, A. B. (2004). Effectiveness of acoustic road markings in reducing deer vehicle collisions: a behavioral study. *Wildlife Biology* 10: 155-159.
- Underhill, J. E., Angold, P. G. (2000). Effects of roads on wildlife in an intensively modified landscape. *Environmental Reviews* 8: 21-39.
- Urban, M. C., Phillips, B. L., Skelly, D. K., Shine, R. (2008). A toad more traveled: The heterogeneous invasion dynamics of cane toads in Australia. *American Naturalist* 171: 134-148.
- Vale, M. M., Cohn-Haft, M., Bergen, S., Pimm, S. L. (2008). Effects of future infrastructure development on threat status and occurrence of Amazonian birds. *Conservation Biology* 22: 1006-1015.
- Valentine-Rose, L., Cherry, J. A., Culp, J. J., Perez, K. E., Pollock, J. B., Arrington, D. A., Layman, C. A. (2007). Floral and faunal differences between fragmented and unfragmented Bahamian tidal creeks. *Wetlands* 27: 702-718.
- Valtonen, A., Jantunen, J., Saarinen, K. (2006). Flora and lepidoptera fauna adversely affected by invasive *Lupinus polyphyllus* along road verges. *Biological Conservation* 133: 389-396.



- van de Voorde, H., Nijs, M., Van Dijck, P. J. (1973). Effects of road salt in winter. *Environmental Pollution* 5: 213-218.
- van der Gon, H. D., Appelman, W. (2009). Lead emissions from road transport in Europe A revision of current estimates using various estimation methodologies. *Science of the Total Environment* 407: 5367-5372.
- van der Hoeven, C. A., de Boer, W. F., Prins, H. H. T. (2010). Roadside conditions as predictor for wildlife crossing probability in a Central African rainforest. *African Journal of Ecology* 48: 368-377.
- van der Zande, A. N., ter Keurs, W. J., van der Weijden, W. J. (1980). The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat—evidence of a long-distance effect. *Biological Conservation* 18: 299-321.
- van Dyke, F. G., Brocke, R. H., Shaw, H. G. (1986). Use of road track counts as indices of mountain lion presence. *Journal of Wildlife Management* 50: 102-109.
- van Gelder, J. J. (1973). A quantitative approach to the mortality resulting from traffic in a population of *Bufo bufo*. *Oecologia* 13: 93-95.
- van Gelder, J. J., Aarts, H. M. J., Staal, H. J. W. M. (1986). Routes and speed of migration toads (*Bufo bufo* L.): a telemetric study. *Herpetological Journal* 1: 111-114.
- van Langevelde, F., Jaarsma, C. F. (2005). Using traffic flow theory to model traffic mortality in mammals. *Landscape Ecology* 19: 895-907.
- van Langevelde, F., van Dooremalen, C., Jaarsma, C. F. (2009). Traffic mortality and the role of minor roads. *Journal of Environmental Management* 90: 660-667.
- van Sickle W. D., Lindzey, F. G. (1992). Evaluation of road track surveys for cougars (*Felis concolor*). *Great Basin Naturalist* 52: 232-236.
- VerCauteren, K. C., Gilsdorf, J. M., Hygnstrom, S. E., Fioranelli, P. B., Wilson, J. A., Barras, S. (2006). Green and blue lasers are ineffective for dispersing deer at night. *Wildlife Society Bulletin* 34: 371-374.
- Vermeulen, H. J. W. (1994). Corridor function of a road verge for dispersal of stenotopic heathland ground beetles Carabidae. *Biological Conservation* 69: 339-349.
- Vermeulen, H. J. W., Opdam, P. F. M. (1995). Effectiveness of roadside verges as dispersal corridors for small ground-dwelling animals: a simulation study. *Landscape and Urban Planning* 31: 233-248.
- Villarroya, A., Puig, J. (2009). Ecological compensation and environmental impact assessment in Spain. *Environmental Impact Assessment Review* 30: 357-362.
- Vistnes, I., Nellemann, C., Jordhoy, P., Strand, O. (2004). Effects of infrastructure on migration and range use of wild reindeer. *Journal of Wildlife Management* 68: 101-108.
- von der Lippe, M., Kowarik, I. (2008). Long-distance dispersal of plants by vehicles as a driver of plant invasions. *Conservation Biology* 21: 986-996.
- von Seckendorff Hoff, K., Marlow, R. W. (2002). Impacts of vehicle road traffic on desert tortoise populations with consideration of conservation of tortoise habitat in southern Nevada. *Chelonian Conservation and Biology* 4: 449-456.
- Vos, C. C., Chardon, J. P. (1998). Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog (*Rana arvalis*). *Journal of Applied Ecology* 35: 44-56.
- Wace, N. (1977). Assessment of dispersal of plant species – the car-borne flora in Canberra. *Proceedings of the Ecological Society of Australia* 10: 167-186.



- Waller, J. S., Servheen, C. (2005). Effects of transportation infrastructure on grizzly bears in northwestern Montana. *Journal of Wildlife Management* 69: 985-1000.
- Walther, G. R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J. C., Fromentin, J. M., Hoegh-Guldberg, O., Bairlein, F. (2002). Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416: 389-395.
- Ward, A. L. (1982). Mule deer behavior in relation to fencing and underpasses on Interstate 80 in Wyoming. *Transportation Research Record* 859: 8-13.
- Ward, R. L., Anderson, J. T., Petty, J. T. (2008). Effects of road crossings on stream and streamside salamanders. *Journal of Wildlife Management* 72: 760-771.
- Waring, G. H., Griffis, J. L., Vaughn, M. E. (1991). White-tailed deer roadside behavior, wildlife warning reflectors, and highway mortality. *Applied Animal Behavior Science* 29: 215-223.
- Warner, R. E. (1992). Nest ecology of grassland passerines on road rights-of-way in central Illinois. *Biological Conservation* 59: 1-7.
- Warren, M. L., Pardew, M. G. (1998). Road crossings as barriers to small-stream fish movement. *Transactions of the American Fisheries Society* 127: 637-644.
- Watkins, R. Z., Chen, J., Pickens, J., Brosofske, K. (2003). Effects of forest roads on understory plants in a managed hardwood landscape. *Conservation Biology* 17: 411-419.
- Werner, E., diPretoro, R. S. (2006). Rise and fall of road salt contamination of water-supply springs. *Environmental Geology* 51: 537-543.
- Wheeler, A. P., Angermeier, P. L., Rosenberger, A. E. (2005). Impacts of new highways and subsequent landscape urbanization on stream habitat and biota. *Reviews in Fisheries Science* 13: 141-164.
- White F. B. (1927). Birds and motor cars. *Auk* 44: 265-266.
- White, P. J. T., Kerr, J. T. (2007). Human impacts on environment–diversity relationships: evidence for biotic homogenization from butterfly species richness patterns. *Global Ecology and Biogeography* 16: 290-299.
- Whittington, J., St. Clair, C. C., Mercer, G. (2004). Path tortuosity and the permeability of roads and trails to wolf movement. *Ecology & Society* 9: 4. Online: www.ecologyandsociety.org/vol9/iss1/art4/
- Wilcox, D. A. (1984). The effects of NaCl deicing salts on *Sphagnum recurvum* P. Beauv. *Environmental and Experimental Botany* 24: 295-304.
- Williams, D. D., Williams, N. E., Y. Cao, Y. (1999). Road salt contamination of groundwater in a major metropolitan area and development of a biological index to monitor its impact. *Water Resources* 34: 127-138.
- Williford, D., Woodin, M. C., Skoruppa, M. K. (2009). Factors influencing selection of road culverts as winter roost sites by western burrowing owls. *Western North American Naturalist* 69: 149-154.
- Willis, K. G. A. (1998). Review of cost-benefit analysis as applied to the evaluation of the new road proposals in the U.K. *Transport Research part D* 3: 141-156.
- Woltz, H. W., Gibbs, J. P., Ducey, P. K. (2008). Road crossing structures for amphibians and reptiles: Informing design through behavioral analysis. *Biological Conservation* 141: 2745-2750.
- Wood, P., Wolfe, M. L. (1988). Intercept feeding as a means of reducing deer vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin* 16: 376-380.



Wydeven, A. P., Mladenoff, D. J., Sickley, T. A., Kohn, B. E., Thiel, R. P., Hansen, J. L. (2001). Road density as a factor in habitat selection by wolves and other carnivores in the Great Lakes Region. *Endangered Species* 18: 110-114.

Xia, L., Yang, Q. S., Li, Z. C., Wu, Y., Feng, Z. (2007). The effect of the Qinghai-Tibet railway on the migration of Tibetan antelope *Pantholops hodgsonii* in Hoh-xil National Nature Reserve, China. *Oryx* 41: 352-357.

Yanes, M., Velasco, J. M., Suarez, F. (1995). Permeability of roads and railways to vertebrates - the importance of culverts. *Biological Conservation* 71: 217-222.

Yost, A. C., Wright, R. G. (2001). Moose, caribou, and grizzly bear distribution in relation to road traffic in Denali National Park, Alaska. *Arctic* 54: 41-48.

Young, K. R. (1994). Roads and the environmental degradation of tropical montane forests. *Conservation Biology* 8: 972-976.

Zacks, J. L. (1986). Do white-tail deer avoid red? An evaluation of the premise underlying the design of Swareflex wildlife reflectors. *Transportation Research Record* 1075: 35-43.

Zhang, Z., Yang, H., Yang, H., Li, Y., Wang, T. (2010). The impact of roadside ditches on juvenile and sub-adult *Bufo melanostictus* migration. *Ecological Engineering* 36: 1242-1250.



*"Caminante no hay camino
Se hace camino al andar"*

ANTONIO MACHADO

II – Planteamiento de la tesis y objetivos finales



P

lanteamiento de la tesis y objetivos finales

Toda proyecto de larga duración como lo es una tesis doctoral debe ser entendido como un proceso. Si bien, las características específicas de este estudio permiten una versatilidad de la que otras tesis doctorales no pueden disponer, durante este proceso de varios años es frecuente que los objetivos iniciales puedan distar, al menos parcialmente, de los objetivos finales. El incremento en la cualificación y las capacidades científicas del doctorando durante su proceso de aprendizaje, los avances más recientes en el campo de estudio donde se enmarca el proyecto de tesis, y los resultados intermedios obtenidos van moldeando los objetivos finales que se marcaron a priori. Esto es más cierto aun en los nuevos formatos de tesis basadas en capítulos cortos con estructura de artículos, que permiten una mayor adaptabilidad a los cambios producidos tanto en el seno del grupo de investigación como en la disciplina científica.

Así, en un principio, la tesis se planteó, en un sentido amplio, como un estudio de la mortalidad de vertebrados en carreteras y las variables implicadas en la ubicación espacio-temporal de los atropellos. Para ello se realizarían muestreos periódicos en carreteras con diferentes volúmenes de tráfico y que discurrieran por hábitats diferenciados con objeto de registrar todos los individuos atropellados. Además, para determinados grupos faunísticos como los anfibios, se llevarían a cabo muestreos específicamente diseñados para registrar su mortalidad en carreteras. Todo ello se combinaría con el aprovechamiento de los partes de accidente de tráfico causados por la irrupción de fauna en la calzada. También se contaría con los registros de entrada en centros de recuperación de fauna. Todas estas fuentes pueden considerarse como complementarias. Mientras que en los partes de accidente y en los registros de los centros de recuperación predominan las especies de gran porte, especialmente mamíferos y aves de gran tamaño, en los muestreos periódicos y los diseñados específicamente se considerarían también aquellas especies que, por su pequeño tamaño, suelen quedar fuera de los registros anteriormente citados.

Sin embargo, las propias características del área de estudio, la región de Castilla y León, hacen que sea un territorio proclive a sufrir numerosas colisiones entre vehículos y fauna de porte considerable, especialmente ungulados aunque también grandes carnívoros como



el lobo. De hecho, ésta es una de las principales amenazas a la seguridad vial en la región. Así, tras contactar con los centros provinciales de los organismos con información sobre la materia, fue posible obtener una amplia base de datos de colisiones que aglutina los partes de accidente levantados por las autoridades competentes en materia de seguridad vial. Puesto que es un problema de importancia regional, la toma de datos se hace de forma bastante pormenorizada, de tal forma que se dispone de un enorme volumen de registros, con una buena localización espacio-temporal de los mismos, y con una amplia cobertura. De la explotación de esta base se pueden obtener resultados interesantes para la minimización de esta problemática y otras asociadas como la fragmentación de los hábitats y la pérdida de conectividad. En este sentido, los accidentes de tráfico con fauna de gran porte en cierta manera podrían asimilarse al concepto de especie bandera o especie paraguas. Estas especies son taxones emblemáticos, generalmente de gran tamaño y amplios dominios vitales y desplazamientos, que cuentan con la simpatía de la sociedad. Protegiendo estas especies, se protegen de forma indirecta muchas otras que componen la comunidad de su hábitat. De forma análoga a las especies bandera, la sociedad muestra su preocupación por los problemas que para la seguridad vial causa la irrupción de un gran animal en la calzada. Minimizar el número de colisiones puede representar una oportunidad para introducir las medidas necesarias para reducir la fragmentación causada por las infraestructuras lineales para un amplio abanico de especies, no sólo las causantes de los accidentes. Por ello, y debido a la oportunidad que brindaba el enorme número de registros de colisiones vehículo-animal en la región, finalmente una buena parte del trabajo se centró en la explotación de esta base de datos. No obstante, durante el periodo de realización de la tesis doctoral también se abordaron investigaciones sobre la mortalidad por atropello y los factores explicativos para otros grupos faunísticos mediante la realización de muestreos periódicos o específicos. Estos capítulos no han sido incluidos con objeto de mantener cierta coherencia dentro de la tesis doctoral, centrándonos en una tipología específica de atropellos de fauna, esto es, las colisiones de vehículos con fauna de gran porte. Los trabajos sobre otros grupos se publicarán de forma independiente.

Ya dentro del estudio de las colisiones vehículo-animal registradas, se ha intentado, en la medida de lo posible, focalizar el trabajo en aquellos aspectos menos explorados de la problemática de los atropellos de fauna, buscando que los resultados obtenidos tengan una finalidad práctica, y el avance en el conocimiento de la ecología de carreteras. En este sentido, la coherencia argumental ha sido parcialmente supeditada a la innovación en los resultados obtenidos. Esta versatilidad se ha potenciado con el nuevo estilo de tesis doctoral, conformada por una serie de capítulos destinados a su publicación en forma de artículos. Este formato permite seguir una misma línea de trabajo pero, a la vez, concede mayor independencia a cada capítulo de tal forma que puedan explotarse aquellos aspectos menos explorados de la materia a tratar. Por el contrario, el formato de tesis tradicional se caracteriza por constituir un bloque de conocimiento más estructurado y



compacto. Dentro de este marco, la presente tesis doctoral podría situarse en una posición intermedia entre ambos formatos, puesto que, aunque, como ya se ha comentado, se ha centrado en los aspectos que podrían suponer un cierto avance dentro de la ecología de carreteras, también incluye un capítulo dentro de los resultados con un formato más tradicional donde se describe la situación actual y las tendencias recientes en el área de estudio. Esta decisión está en consonancia con el planteamiento inicial de la tesis ya que desde un comienzo se pretendió que el trabajo constituyera una aportación no sólo a la disciplina científica donde se circunscribe, sino también a los problemas locales del área de estudio. Si bien la ciencia pretende mediante el estudio de hechos locales derivar patrones globales, estos resultados locales pueden ser muy útiles para que los gestores y planificadores tomen decisiones en ese ámbito de estudio.

Hasta la fecha, las investigaciones destinadas a minimizar la problemática de las colisiones de vehículos con fauna se han ocupado de realizar una caracterización espacio-temporal de los accidentes: dónde se producen, cuándo se producen y como varían a lo largo del tiempo. Otro gran bloque de investigaciones se ha centrado en el estudio de la efectividad de las distintas medidas mitigadoras y en los factores que condicionan la misma. Los registros de colisiones en Castilla y León constituyen una buena base sobre la que profundizar en los parámetros espacio-temporales que explican la ocurrencia de colisiones. Dentro de esta línea de trabajo hay todavía bastantes pasos que dar.

Así, tras el primer capítulo descriptivo de la situación regional, se ha realizado un estudio tipo sobre las variables espaciales relacionadas con los puntos de colisión de varias especies silvestres. Como novedad se ha incluido una comparación con el grupo de la fauna doméstica. La fiabilidad de tales modelizaciones espacio-temporales se ve limitada cuando el tamaño muestral es reducido, como, por ejemplo, para los atropellos de grandes carnívoros. Tomando como especie de estudio al lobo *Canis lupus*, se abordará esta cuestión en otro capítulo. Ya para las especies que se ven involucradas con frecuencia en estos siniestros, principalmente ungulados, las investigaciones realizadas se han centrado en describir la localización de los puntos negros, pero no han considerado las diferencias dentro de la amplia gama de circunstancias que pueden concurrir en la ocurrencia de una colisión. En este sentido, la definición de patrones facilitaría la toma de decisiones sobre la medida más adecuada a implementar en cada tramo de carretera. Otro de los capítulos se dedicará a la definición de tales patrones. Además, en prácticamente todos los trabajos publicados, la relación entre colisiones y variables explicativas se ha supuesto lineal. En otro de los apartados se explorarán posibles relaciones no lineales y la existencia de umbrales. La detención de estos umbrales tendría una utilidad considerable en la redacción de evaluaciones de impacto ambiental y evaluaciones estratégicas ambientales de los planes de infraestructuras. Otra perspectiva que se puede introducir en los análisis y que ayuda a tomar decisiones sobre las medidas mitigadoras a tomar es el factor económico.



Con el fin de incorporar la dimensión espacial a los análisis coste-beneficio, empleamos los costos asociados a los partes de accidente cedidos por una aseguradora para modelar las variables que se relacionan con la cuantía total de los daños, tanto económicos como humanos. Por último, si bien se ha investigado los factores relacionados con la distribución espacial y temporal de las colisiones para varias especies de ungulados, apenas se ha profundizado en las interacciones entre ambos, esto es, si el dónde se producen depende de cuándo tienen lugar. Este estudio iba a ser otro de los capítulos de la tesis pero finalmente se desestimó por la aparición de publicaciones que ya trataban específicamente esta interacción. No obstante, en lo referente a los patrones temporales, y fruto de una exploración inicial, se incluyó un capítulo sobre la relación entre las fases lunares y el número de atropellos.

Los dos últimos capítulos de la tesis pretenden evaluar la utilidad que tienen las bases de datos de atropellos como una fuente complementaria de información. La recogida sistemática de datos de atropello por causas diversas genera grandes bases de datos de las que, en muchas ocasiones, no se explotan adecuadamente. No obstante, al ser una fuente secundaria que no parte de un muestreo estandarizado previamente planificado, contiene restricciones y sesgos considerables que hay evaluar y cuantificar.

En definitiva, los principales objetivos de esta tesis doctoral son:

- Caracterización de la situación actual, las tendencias y la ubicación espacial de los principales puntos negros dentro de la Red de Carreteras de Castilla y León para las principales especies de fauna silvestre atropelladas en la región. El estudio se hará para el conjunto de especies así como para cada especie por separado.
- Estudio de variables temporales relacionadas con la ocurrencia de colisiones y que han sido poco tenidas en cuenta en otros estudios.
- Modelización de los factores antropogénicos y paisajísticos que afectan la distribución espacial de los atropellos de fauna silvestre y las principales diferencias respecto a la fauna doméstica.
- Definición de patrones o diferentes tipologías de atropellos para una misma especie con objeto de seleccionar la medida mitigadora que más se adecúe a las características de ese determinado patrón.



- Desarrollo de técnicas estadísticas que permitan el estudio de los factores que afectan a la ubicación espacial de los atropellos de grandes carnívoros, cuyas características ecológicas y el bajo tamaño muestral, dificultan su estudio.
- Estudio de las variables que contribuyen a explicar la cuantía de los daños causados por las colisiones con fauna, lo que facilitará la incorporación de la dimensión espacial en los análisis costes-beneficios.
- Identificación de posibles umbrales críticos en la distancia entre bosque y carretera a partir de los cuales se produce una disminución considerable de la tasa de atropellos. Estos umbrales podrían servir de referencia para la definición de nuevos trazados.

Además también se tratará de definir la utilidad de las bases de datos de atropellos para incrementar nuestro conocimiento sobre la distribución real y potencial de las especies involucradas en accidentes. En este sentido:

- Identificación de las variables que explican que la detección de la presencia de una especie sea más probable en base a partes de accidente o en base a los métodos más frecuentemente utilizados en la elaboración del Atlas. Comparación con las distribuciones conocidas para las especies recogidas en el Atlas de Distribución de los Mamíferos Terrestres.
- Estudio de las limitaciones en el uso de partes de accidente como fuente de información en la modelización del hábitat potencial mediante modelos espaciales de distribución. Se pretende evaluar la influencia del tamaño muestral, la autocorrelación espacial y el empleo de diferentes set de datos de pseudo-ausencias, en la fiabilidad de los modelos.





*"Toda la tierra está al alcance del sabio,
ya que la patria de un alma elevada es el universo"*

DEMÓCRITO

III – Área y especies de estudio

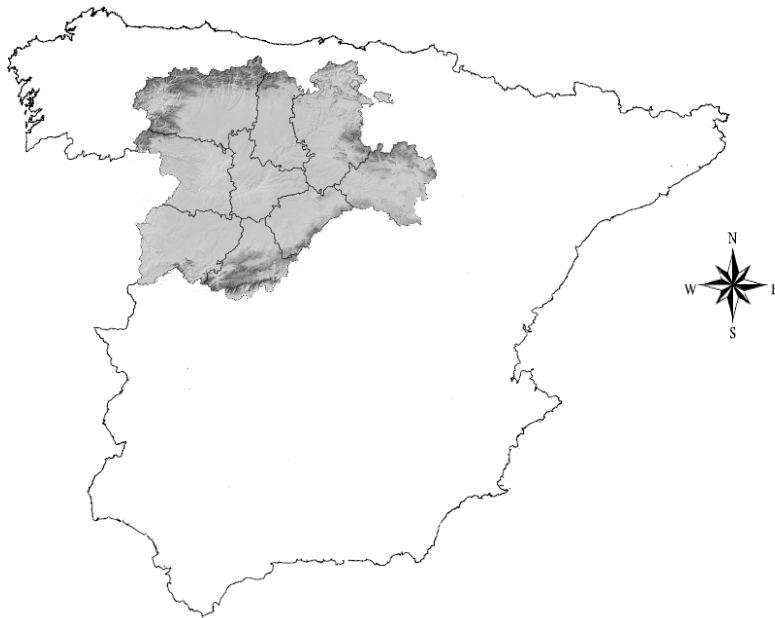


Área y especies de estudio

III.1. Ubicación geográfica

El estudio se circunscribe principalmente a la Comunidad Autónoma de Castilla y León, región interior ubicada en el Noroeste de la Península Ibérica. Cuenta con una extensión de 94.224 Km², un 18,7% de la superficie nacional, constituyéndose así como la mayor región de España y la tercera de la Europa de los 28. Limita al Norte con las Comunidades de Asturias, Cantabria y País Vasco, al Este con la Rioja, Aragón y Castilla-la Mancha (Guadalajara), al Sur con Madrid, Castilla-la Mancha (Toledo) y Extremadura, y al Oeste con Galicia y Portugal. Está integrada por nueve provincias: Ávila, Burgos, León, Palencia, Salamanca, Segovia, Soria, Valladolid y Zamora.

Figura 3. Ubicación geográfica de la Comunidad de Castilla y León





Vamos a realizar un resumen de las principales características físicas y biológicas de la región. No se pretende una descripción pormenorizada, la cual sería muy compleja y extensa por la propia heterogeneidad espacial castellano-leonesa, sino que sólo se busca incluir un breve comentario sobre los factores que condicionan la diversidad y presencia de la fauna. Debemos tener presente que los diferentes grupos faunísticos se hallan en ecosistemas que se estructuran en función de un conjunto de factores abióticos tales como la altitud, latitud, relieve, climatología, suelos, etc. y unos factores bióticos tales como las comunidades vegetales. Una expresión conjunta de ambos serían los pisos bioclimáticos.

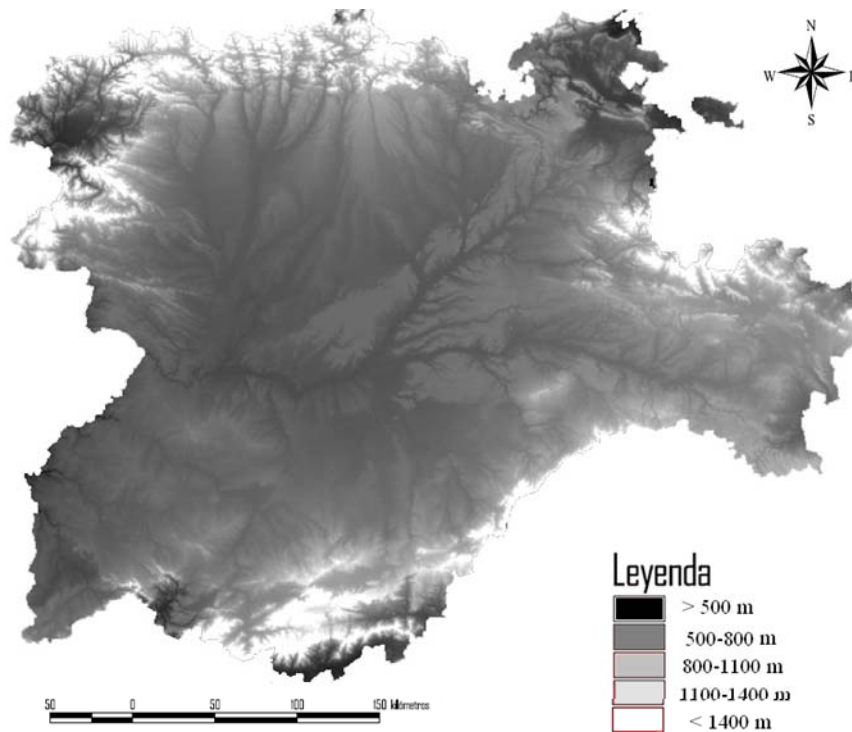
III.2. Geología y relieve

De un modo muy sucinto, diremos que la geología castellano-leonesa se encuentra marcada por dos grandes plegamientos, el Hercínico en la era Paleozoica, y el Alpino en el Cenozoico o era Terciaria. Durante el Hercínico tuvo lugar la formación del Macizo Hespérico que aflora en el Noroeste de la región, constituido sobre todo por cuarcitas y pizarras, pero también por granito. Durante el plegamiento alpino se produjo un intenso rejuvenecimiento del relieve, fracturándose los bordes de los sistemas montañosos, lo que supuso la formación del Centro y Este de la Meseta Central. La erosión posterior fue rellenando esta cuenca central, elevando su altitud media hacia los 800 m.

Dentro del relieve castellano-leonés podemos identificar dos zonas bien diferenciadas: por un lado una zona central llana, la meseta, con unos 800 m. de altitud media, y, rodeando a ésta, un círculo de sistemas montañosos. Las montañas galaico-leonesas en el Noroeste, la Cordillera Cantábrica al Norte, las montañas del Sistema Ibérico en el Noreste y las diversas cadenas del Sistema Central en el Sur de la región (Cabo & Manero 1987). En su conjunto la región presenta una elevada altitud media, en torno a los 900 m., uno de los factores explicativos de la continentalidad. La altitud mínima se sitúa en el muelle de la Fregeneda (113 m.), en las Arribes del Duero salmantinos, área con un microclima muy benigno. La altitud máxima la marca el pico Torre de Cerredo (2.648 m.) en la Cordillera Cantábrica leonesa. Así, dentro de la comunidad tenemos un rango de altitud de más de 2.500 m., lo que explica la gran diversidad climática, y por tanto, la elevada biodiversidad.



Figura 4. Modelo digital del terreno de la región



La altitud media de la periferia montañosa se sitúa en el intervalo comprendido entre los 1.500 y 2.000 m. En las montañas galaico-leonesas, límite con Galicia, la altitud máxima se alcanza en Peña Trevinca con 2.124 m. Al Oeste se emplaza la “Fosa del Bierzo”, en la que Ponferrada, su centro comarcal, se enclava sólo a 541 m. sobre el nivel del mar. En la Cordillera Cantábrica se sitúan los Picos de Europa, destacando el ya mencionado Torre Cerredo (2.648m) y Peña Santa (2.596 m.). En el Este de la región se encuentra el Sistema Ibérico-soriano, con la Sierra de la Demanda, Picos de Urbión y el Moncayo, con más de 2.300 m. de altitud. En el Sur se sitúan un conjunto de sierras que constituyen el Sistema Central, cuyas máximas altitudes se hallan en el Macizo Central de la Sierra de Gredos, concretamente el pico Almanzor (2.592 m.). En la parte meridional Castilla y León no tiene sus límites marcados por la zona de cumbres, sino que se extiende hacia la vertiente sur del Sistema Central, descendiendo hasta los 300 m. en la valle del río Tiétar.

Según Cabo & Manero (1987) pueden definirse para la región cuatro bloques con diferentes altitudes que se vinculan con diversas formaciones paisajísticas: las zonas inferiores a 600 m. que corresponderían a las fosas y corredores intramontanos y los



Arribes zamorano-salmantinos; la Meseta Central, con altitudes comprendidas entre 600 y 800 m. formada por las riberas y campiñas centrales y la penillanura zamorano-salmantina; el bloque entre 800 y 1.000 m. de los Páramos calcáreos y rañas de las montañas; y un bloque superior a los 1.000 m., constituido por los piedemontes y las montañas de la región.

III.3. Hidrología

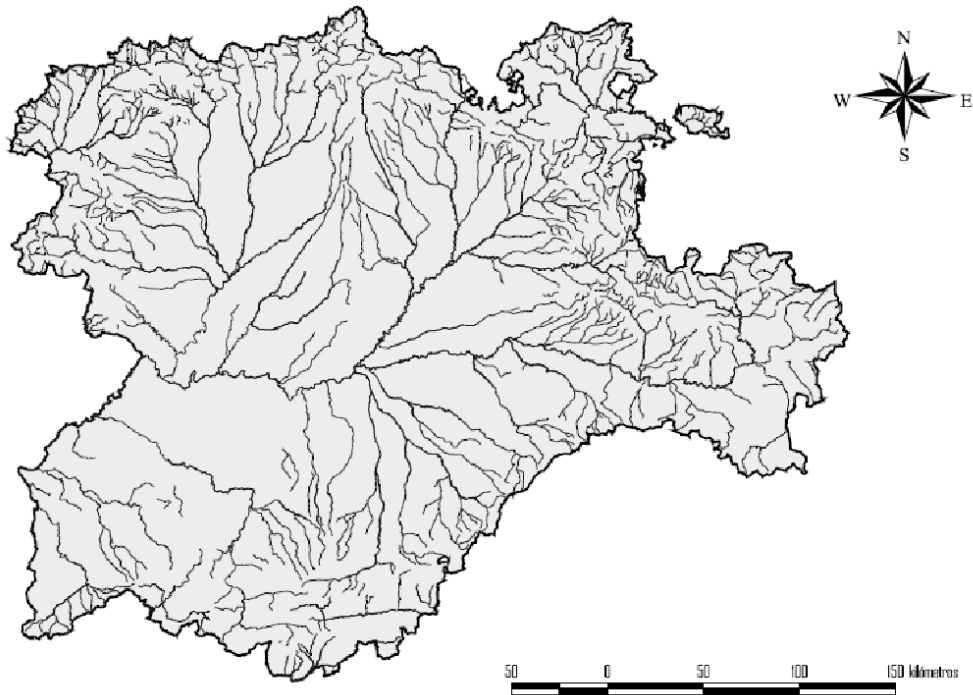
En Castilla y León existen siete cuencas hidrográficas diferentes pertenecientes a las tres vertientes de la Península Ibérica. La principal es la del Duero, pero también incluye parte de las cuencas del Ebro (parte de su cauce discurre por territorio castellano-leonés y también sus afluentes Rudrón, Homino, Oca, Nela e Inglares en Burgos y las cabeceras del Alhama, Cidacos, Najerilla y Tirón en Soria), del Miño-Sil (el Sil nace en la parte leonesa de Somiedo), del Tajo (ríos Tiétar, Alberche y Alagón), del Sella (nace en la provincia de León), del Deva (río Cares) y del Nervión (río Cadagua).

El Duero es el principal río de Castilla y León. La superficie española de su cuenca es de 78.972 Km², todos ellos en Castilla y León. El Duero nace en los Picos de Urbión y desemboca en Oporto, atravesando en la región importantes ciudades como Soria, Almazán, Aranda del Duero, Peñafiel, Tordesillas, Toro y Zamora. Fluye haciendo frontera entre España y Portugal encajado en la penillanura, en los Arribes. Por la derecha recibe las aguas de la Cordillera Cantábrica, con los ríos Ucero, Pisuerga, Valderaduey, Bajoz y Esla. Por la izquierda las del Sistema Central, con los afluentes Riaza, Duratón, Cega, Adaja, Zapardiel, Guareña, Tormes, Huebra, Yeltes y Águeda.

El Pisuerga nace en Peña Labra y desemboca en el Duero muy cerca de Valladolid. Pasa por Cervera de Pisuerga, Aguilar de Campoo, Venta de Baños y Valladolid. Sus principales afluentes son el Carrión y el Arlanzón. El Esla nace en el puerto de Tarna y pasa por Riaño, Cistierna, Valencia de Don Juan y cerca de Benavente. Como afluentes principales destacan el Porma, el Torío, el Órbigo, el Eria y el Tera por la derecha. Por la izquierda tiene al Cea. El Riaza nace en la sierra de Ayllón y desemboca pasada Aranda de Duero. El Duratón nace en Somosierra y desemboca en Peñafiel. El Cega entra en el Duero procedente de la sierra de Guadarrama, es ya un afluente de importancia. A continuación se encuentra el Adaja, que naciendo en La Serrota, pasa por Ávila, y Arévalo. Tiene un afluente de importancia, el Eresma, que a su vez recibe las aguas del Voltoya. El Tormes nace en la sierra de Gredos. Pasa por el Barco de Ávila, Guijuelo, Alba de Tormes, Salamanca y Ledesma.



Figura 5. Distribución espacial de los principales ríos en Castilla y León.



Tanto el Duero como sus afluentes son ríos mediterráneos con un fuerte estiaje en verano, un máximo en primavera, un máximo secundario en otoño y un mínimo secundario en invierno, sin embargo son ríos de alimentación nivopluvial, ya que las cabeceras de la mayoría de los ríos se encuentra en las montañas que rodean la región. Una característica reseñable es que casi todos ellos tienen en su cabecera embalses.

En Castilla y León cuenta con numerosos lagos que atienden en su mayoría a un origen endorreico, como las Lagunas de Villafáfila. Pero también hay de origen glaciar como el complejo lagunar de Sanabria, la laguna Negra, el lago grande de Gredos, y las lagunas del Trampal y el Duque.

III.4. Climatología

La región se encuadra dentro de la unidad bioclimática denominada Mediterráneo frío, dominando la circulación del aire del Oeste. Aún con variaciones espaciales considerables, en consonancia con su heterogeneidad y extensión, el clima regional puede definirse como extremo, con inviernos largos y fríos y frecuentes heladas, y con veranos calurosos y secos. Las precipitaciones en líneas generales suelen ser escasas y con un reparto estacional



desigual, concentrándose sobre todo en los meses de otoño e invierno. Reducidas en verano. En la mayor parte de la comunidad apenas se llega a los 500 mm. de precipitación anual, aunque en determinadas zonas de montaña pueden recogerse hasta 1.600 mm. anuales y más.

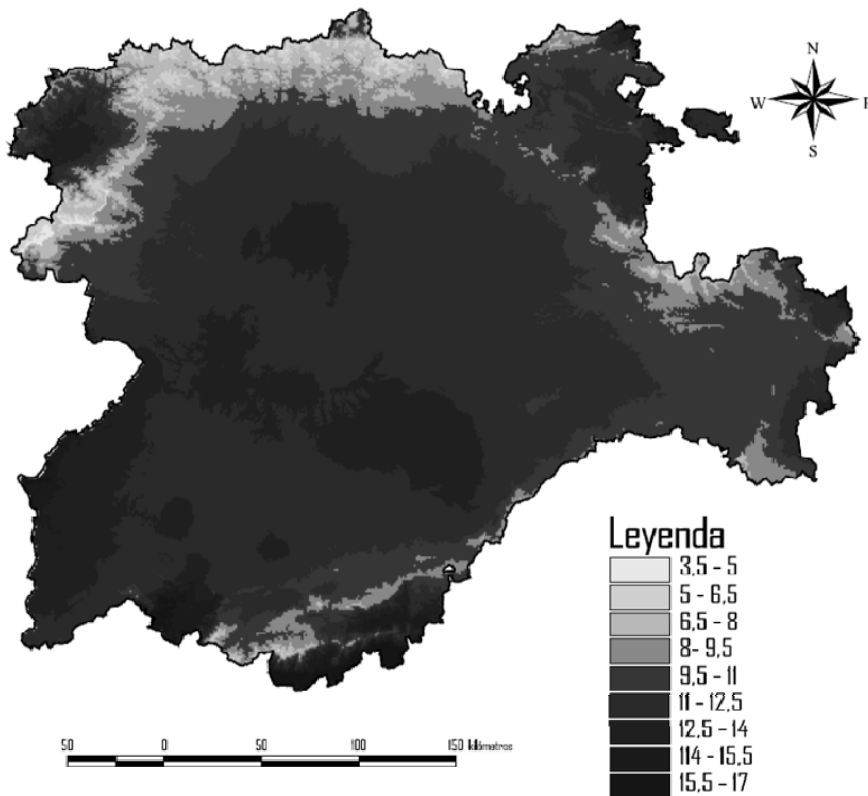
Esta descripción debe considerarse exclusivamente como una ligera aproximación, una mera simplificación. Como ya se ha comentado la región es amplia y variada por lo que existen diferentes gradientes latitudinales o altitudinales, con múltiples micro y mesoclimas locales. Además, aunque no se ubica muy lejos del Cantábrico o del Atlántico, los efectos reguladores de tales masas de agua no son visibles en el interior de la meseta por la barrera que supone la areola montañosa.

La zona central de la región posee un clima continental frío, con temperaturas medias en enero entre los 3 y 4 °C y que no rebasan los 10 °C durante cinco meses al año. Las temperaturas estivales son elevadas. El Este y Sur de la región, la zona de los páramos y piedemontes de las sierras, aún resulta más fría, con inviernos más largos (media en enero entre 2 y 3 °C y menos de 10 °C durante seis meses al año). Temperaturas medias todavía más bajas se registran en las montañas del Noroeste y en la Sierra de Francia, con una media de enero menor de 2 °C y menos de 10 °C durante siete u ocho meses al año. En resumen, desde la meseta central y las riberas, el invierno se agudiza y prolonga al dirigirse hacia el círculo de montañas que la rodea.

Los gradientes de temperatura Norte-Sur se quiebran en la cálida Fosa del Bierzo, en los Arribes del Duero de Salamanca y Zamora, y en la vertiente meridional abulense de la Sierra de Gredos (Sistema Central), todas ellas por debajo de 500 m.



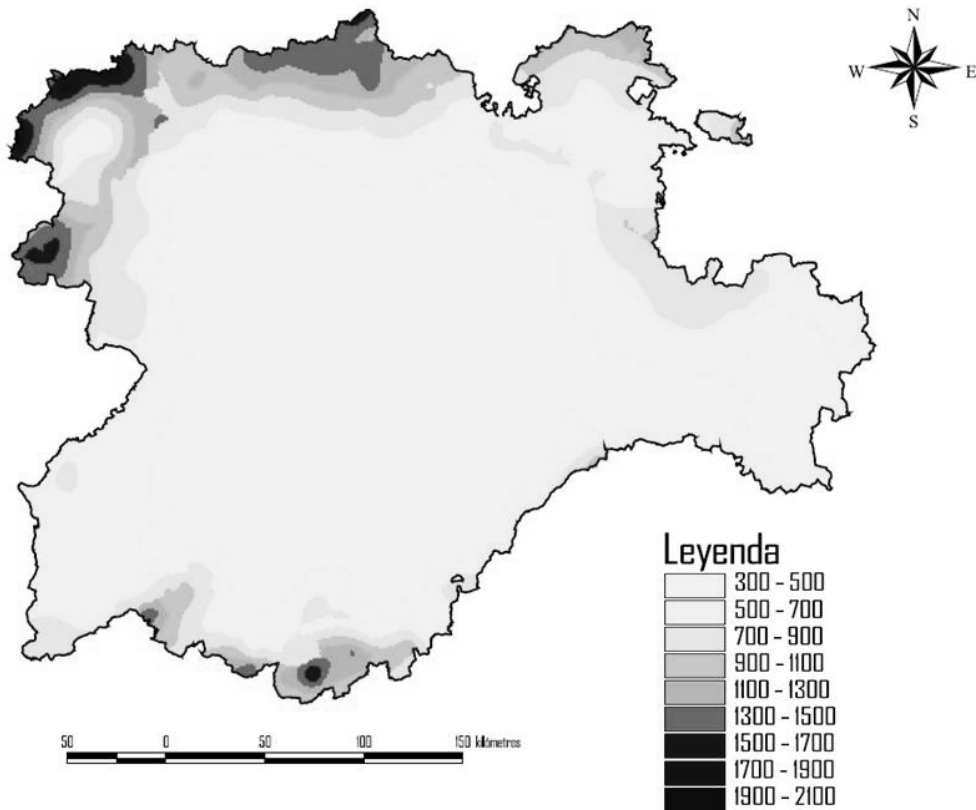
Figura 6. Mapa de temperaturas medias para Castilla y León. Elaborado a partir de la capa en formato raster elaborada por TRAGSA para el conjunto nacional.



La pluviometría está condicionada por el propio relieve de la región, lo que incide en la existencia de importantes diferencias internas. Así, las borrascas atlánticas que llegan desde el Oeste suelen descargar la lluvia o la nieve al encontrarse con los macizos montañosos, lo que explica la escasa pluviosidad, unos 450-500 mm en la meseta. Los valores aumentan a medida que nos dirigimos hacia las montañas donde se sitúan en torno a los 1.000 mm. En las montañas septentrionales y en determinados del Sistema Central, dicha cantidad es superada hasta alcanzar unos 1600 mm, presentando ombroclimas hiperhúmedos. Las áreas más deprimidas en estos territorios también poseen precipitaciones menores. En buena parte de la comunidad la combinación de veranos muy calurosos y precipitaciones escasas causan un período de aridez estival prolongada. Poseen un tipo de ombroclima seco. La distribución temporal de las lluvias en Castilla y León se caracteriza por una concentración de las precipitaciones durante las estaciones del invierno y de la primavera. Sin embargo, también se identifica un sector con lluvias en los meses del otoño, en torno al centro de la Cuenca del Duero y en las vertientes meridionales de Gredos y las sierras salmantinas.



Figura 7. Mapa pluviométrico de Castilla y León. Elaborado a partir de la capa en formato raster elaborada por TRAGSA para el conjunto nacional.



III.5. Pisos bioclimáticos. Series de vegetación

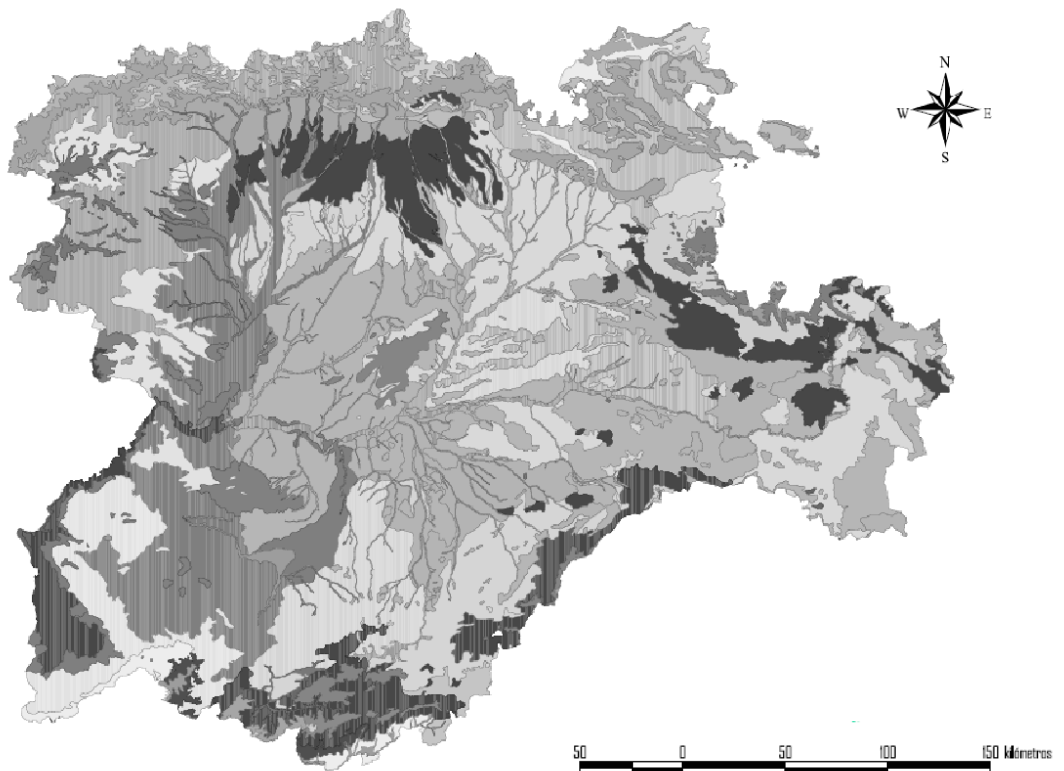
Dada la relación existente entre la distribución de los diversos grupos faunísticos con el tipo de vegetación, grado de cobertura, tipo de sustrato, climatología, etc., describiremos brevemente los pisos bioclimáticos de la región. En primer lugar señalar que Castilla y León se emplaza entre las dos regiones biogeográficas de la Península Ibérica: Eurosiberiana y Mediterránea. La caracterización de los distintos pisos bioclimáticos de ambas regiones se lleva a cabo en función de diversas variables climáticas entre las que se incluyen la temperatura media anual, precipitación anual media, el tipo de clima de invierno y verano, el índice de termicidad, los periodos de heladas, etc. Por ello, cada piso bioclimático tiene unos límites más o menos bien definidos y una vegetación característica. Para la descripción de cada piso utilizaremos las ya realizadas por Peinado & Rivas Martínez (1987) y el capítulo dedicado a Castilla y León de este último libro (Navarro & Valle, 1987).



El límite de las dos regiones bioclimáticas ibéricas en Castilla y León se ubica en la vertiente meridional de la Cordillera Cantábrica. Así, la región Eurosiberiana abarca las zonas del Norte de esta cordillera en las provincias de León, Palencia y Burgos y el Noroeste de Zamora. La región Mediterránea comprende el resto del territorio. La razón climática de esta división, en general bien marcada, parece estar en la escasez de las precipitaciones estivales, lo que define el carácter árido de la región Mediterránea.

Los pisos bioclimáticos son “espacios termoclimáticos” que se suceden en una cliserie (una clina) altitudinal o latitudinal. En la práctica se definen por algunas variables meteorológicas, fundamentalmente la temperatura, y por las fitocenosis o comunidades vegetales que los caracterizan. La caracterización de cada piso necesitaría asimismo la descripción de sus series de vegetación, la cual puede ser definida como una unidad geobotánica y paisajística (Rivas-Martínez 1987, Rivas-Martínez *et al.* 1999) que incluye el conjunto de comunidades vegetales o estadios que puedan encontrarse como consecuencia del proceso ecológico de la sucesión. Las series pueden ser climatófilas o edafófilas. Descripciones detalladas para Castilla y León pueden encontrarse por ejemplo en Navarro & Valle (1987).

Figura 8. : *Mapa de Series de Vegetación de Rivas Martínez*





La región Eurosiberiana posee cuatro pisos en la región (Navarro & Valle 1987), que de menor a mayor altitud son: Colino, Montano, Subalpino y Alpino. Vienen definidos por unos rangos de altitud pero pueden presentar variaciones ya que son función de la latitud, la orientación de las laderas, etc. El piso Colino se encuentra en el fondo de los valles profundos, frescos y más templados de los Picos de Europa en los que se asientan fresnedas *Fraxinus excelsior*, melojares *Quercus pyrenaica* o encinares, como la serie relicta de la carrasca *Quercus rotundifolia*. El piso Montano es un piso forestal de amplio rango, entre 500 y 1.700 m, con una variedad de formaciones forestales tales como hayedos *Fagus sylvatica*, abedulares *Betula celtiberica*, robledales *Quercus robur*, melojares y en algunas zonas sabinares albares *Juniperus thurifera* relictos. El piso Subalpino es ya un piso sin arbolado, en general entre 1.700 y 2.300 m de altitud; se encuentra desde los Ancares leoneses hasta la Sierra de Peña Labra, en el Alto Campoo (Palencia). La comunidad vegetal característica es la del enebro rastrero *Juniperus nana*. El piso Alpino se alcanza en la Cordillera Cantábrica por encima de 2.200-2.300 m, es decir, en las zonas de cumbres del Macizo montañoso. Sus comunidades vegetales son pastizales de alta montaña, llamados psicroxerófilos, dominados por caméfitos almohadillados.

La región bioclimática Mediterránea se extiende desde las zonas basales de la Cordillera Cantábrica hasta el límite Sur y Este de la Comunidad. Podemos encontrar aquí cuatro de los cinco pisos bioclimáticos de la región en Iberia. De menor a mayor altitud son: Mesomediterráneo, Supramediterráneo, Oromediterráneo y Crioromediterráneo. El piso Mesomediterráneo es el situado a menor altitud. Se emplaza en la vertiente Sur del Sistema Central, provincias de Salamanca y Ávila, desde el nivel basal de los ríos Alagón o Tiétar hasta los 900-1.000 metros. También está presente en los enclaves cálidos de Las Arribes del Duero, en Zamora y Salamanca, y en la Fosa del Bierzo, en León. Como vegetación característica tiene la encina, a veces asociada al enebro *Juniperus oxycedro*, aunque pueden encontrarse quejigos *Quercus faginea*, y, en las zonas más altas, el roble melojo. Para algunos autores, las zonas bajas de las Arribes formarían parte de un piso aún más térmico, el Termomediterráneo superior. Por encima de éste se halla el piso Supramediterráneo, el que presenta una mayor distribución para el conjunto regional. Se extiende por la zona media-baja de las montañas y en las llanuras. Es un piso forestal formado originariamente por hayedos, abedulares, robledales de melojo, quejigares, sabinares y ciertos tipos de encinares. Aunque la vegetación predominante en muchas zonas es el robledal de melojo, en las más degradadas ha sido sustituido por piornales, brezales y jarales, e incluso ha desaparecido en el centro de la región como piso forestal por la deforestación histórica para cultivos y ganadería. El siguiente piso en altitud es el Oromediterráneo, que se extiende desde aproximadamente 1.600-1.700 m en los Sistemas Ibérico y Central, además de las montañas zamorano-galaico-leonesas. La comunidad vegetal característica es el matorral camefítico, llamado piornal en el Sistema Central, constituido por diversas especies de arbustos del género *Cytisus* entre los que destacan el piorno *Cytisus oromediterraneus* y en otras zonas el cambrión



Echinopartum barnadesii. En ocasiones existen árboles aislados en zonas propicias. Así, en el Sistema Central (Guadarrama) se asienta en este piso Oromediterráneo un dosel forestal de Pino albar *Pinus sylvestris*. El piso Crioromediterráneo se halla sólo en el Sistema Central, generalmente por encima de 2.000 m de altitud, aunque existen notables variaciones en función de la orientación de las montañas. La temperatura media anual es menor de 4 °C y pueden producirse heladas durante todo el año. La vegetación típica son pastizales vivaces, ricos en caméfitos. Estos pastizales, compuesto por *Festuca indigesta* o *Nardus stricta*, reciben el nombre de cervunales, y poseen en ocasiones piornos dispersos.

III.6. Usos de suelo

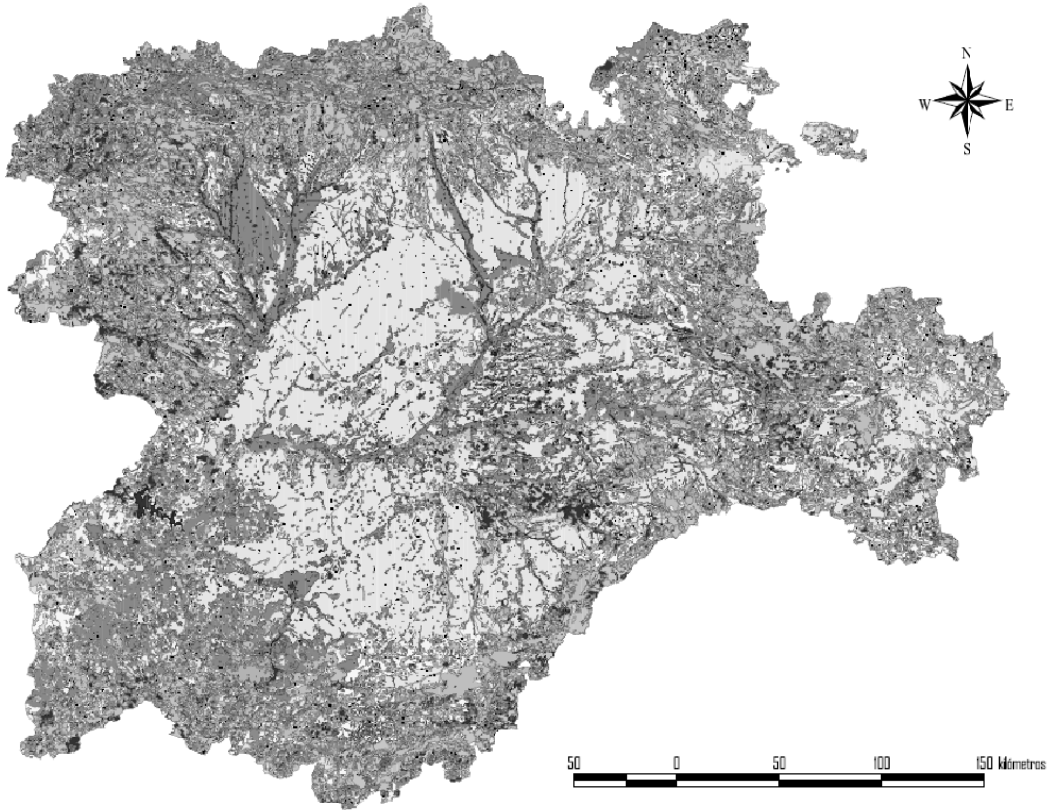
De acuerdo a la propia esencia heterogénea de la región, los usos de suelo resultan igualmente variados y se encuentran en consonancia con la estructura geomorfológica comentada con anterioridad. Así, el 40% de la superficie castellano-leonesa se dedica al cultivo, el 19% a prados y pastizales, y el 25% es superficie forestal.

En el interior de la meseta nos encontramos con una extensa llanura cerealista que aprovecha los suelos más profundos, luvisoles y cambisoles principalmente, para el desarrollo de una actividad agrícola intensa. En las vegas de los ríos, donde se ubican los suelos más fértiles, fluvisoles, se ha implantado el regadío. La mayor parte de los principales asentamientos humanos, y por tanto también sus estructuras antropogénicas asociadas, se emplazan en esta zona central.

Sin embargo, en la periferia montañosa las duras condiciones que impone el medio impiden el desarrollo de una agricultura rentable. Los suelos, regosoles, leptosoles y cambisoles, ligados a una litología de naturaleza metamórfica o ígnea, suelen ser poco fértiles, por lo que la actividad socio-económica predominante es la ganadería extensiva. Las zonas con pendientes más elevadas, de vocación forestal, presentan bosques, repoblaciones forestales o formaciones arbustivas. En estos territorios de relieves tortuosos resultan frecuentes los paisajes con estructuras en mosaico con múltiples teselas. Como norma general, en estos espacios nos encontramos con formaciones boscosas en las laderas de las montañas y pequeños cultivos y praderas en torno a los valles. Se trata de paisajes muy heterogéneos que favorecen la biodiversidad. En las zonas más elevadas, en los pisos bioclimáticos superiores, se emplazan los pastizales de alta montaña y los roquedos.



Figura 9. Mapa de usos de uso resultante del proyecto CORINE Land Use



III.7. Diversidad faunística

La gran extensión regional proporciona una amplia base para las variación tanto latitudinales como altitudinales, generando una gran heterogeneidad ambiental. En ella encontramos, como ya hemos señalado, muy diversos climas y ambientes que son a su vez la causa de la gran biodiversidad que acoge. La región de Castilla y León se caracteriza por al alto número de especies de vertebrados. Se han descrito hasta 418 especies, lo que representa más del 63% de los españoles. Varias son especies emblemáticas en peligro de extinción o muy amenazadas. Así de acuerdo a la clasificación de la UICN habría hasta 76 especies con un cierto grado de amenaza: 55 como vulnerables, 16 en peligro y 3 en peligro crítico. Estas 3 especies son la lagartija de las batuecas *Iberolacerta martinezricai*, el oso pardo de Cordillera Cantábrica *Ursus arctos*, y el lince ibérico *Lynx pardinus*. Considerando los diferentes grupos faunísticos tenemos que dentro de los peces continentales se tienen 15 especies amenazadas dentro de la región (Tabla 2), 3 de ellas en peligro: la colmilleja del Alagón *Cobitis vettonica*, la sarda *Achondrostoma salmantinum*, y el fraile *Salaria fluviatilis*.



En el caso de los reptiles son 4 las especies con cierto grado de amenaza (Tabla 3), con la lagartija carpetana *Iberolacerta cyreni* en peligro (aparte de la lagartija batueca CR). Para los anfibios se han catalogado 6 amenazadas (Tabla 4), una en peligro: rana ágil *Rana dalmatina*. En las aves son 32 las especies con algún nivel de amenaza (Tabla 5), 9 en peligro: milano real *Milvus milvus*, alimoche común *Neophron percnopterus*, águila imperial ibérica *Aquila adalberti*, águila perdicera *Hieraetus fasciatus*, urogallo cantábrico *Tetrao urogallus cantabricus*, agachadiza común *Gallinago gallinago*, fumarel común *Chlidonias niger*, alondra de Dupont *Chersophilus duponti*, y escribano palustre *Emberiza schoeniclus*. Dentro de los mamíferos 17 están catalogados dentro de alguna de las categorías de amenaza (Tabla 6). Aparte de las que se encuentran en CR hay otras 2 en peligro: el murciélago mediano de herradura *Rhinolophus mehelyi*, y visón europeo *Mustela lutreola*.

De acuerdo al Catálogo Nacional de Especies Amenazadas en la región hay 23 especies con un cierto grado amenaza (mínimo vulnerable). 6 de ellas son especies en peligro de extinción, taxones cuya supervivencia es poco probable si los factores de amenaza siguen actuando. Son: cigüeña negra *Ciconia nigra*, águila imperial, urogallo, el lince ibérico, el oso pardo y el visón europeo.

Otras especies muy interesantes no citadas con anterioridad y con poblaciones importantes en la región son el buitre negro *Aegypius monachus*, la avutarda *Otis tarda* o el desmán *Galemys pyrenaicus* entre otros. Un grupo destacado es el de los murciélagos, con 24 especies.

Tabla 2. Listado de especies de ictiofauna con algún grado de amenaza según las categorías de la IUCN y del CNEA. Notación: V=vulnerable; EN=en peligro; O=especie endémica.

Especie	Nombre común	CNEA	IUCN	End.
<i>Anguilla anguilla</i>	Anguila		V	
<i>Salmo trutta</i>	Trucha común		V	
<i>Barbus haasi</i>	Barbo colirrojo		V	○
<i>Squalius carolitertii</i>	Bordallo		V	○
<i>Squalius pyrenaicus</i>	Cacho		V	○
<i>Iberocypris alburnoides</i>	Calandino		V	○
<i>Iberochondrostoma lemmingii</i>	Pardilla		V	○
<i>Achondrostoma arcasii</i>	Bermejuela		V	○
<i>Achondrostoma salmantinum</i>	Sarda		EN	○
<i>Pseudochondrostoma duriense</i>	Boga del Duero		V	○
<i>Cobitis calderoni</i>	Lamprehuela		V	○
<i>Cobitis paludica</i>	Colmilleja		V	○
<i>Cobitis vettonica</i>	Colmilleja del Alagón		EN	○
<i>Barbatula barbatula</i>	Lobo de río		V	
<i>Salaria fluviatilis</i>	Fraile	V	EN	



Tabla 3. Listado de especies de herpetofauna (reptiles) con algún grado de amenaza según las categorías de la UICN y del CNEA. Notación: V=vulnerable; EN=en peligro; CR = en peligro crítico; O=especie endémica.

Especie	Nombre común	CNEA	IUCN	End.
<i>Iberolacerta cyreni</i>	Lagartija carpetana		EN	○
<i>Iberolacerta martinezricai</i>	Lagartija batueca		CR	○
<i>Mauremys leprosa</i>	Galápago leproso		V	
<i>Emys orbicularis</i>	Galápago europeo		V	

Tabla 4. Listado de especies de herpetofauna (anfibios) con algún grado de amenaza según las categorías de la UICN y del CNEA. Notación: IE=interés especial; V=vulnerable; EN=en peligro; O=especie endémica.

Especie	Nombre común	CNEA	IUCN	End.
<i>Chioglossa lusitanica</i>	Salamandra rabilarga	IE	V	○
<i>Salamandra salamandra</i>	Salamandra común		V	
<i>Mesotriton alpestris</i>	Tritón alpino	IE	V	
<i>Triturus pygmaeus</i>	Tritón pigmeo	IE	V	○
<i>Rana iberica</i>	Rana patilarga	IE	V	○
<i>Rana dalmatina</i>	Rana ágil	IE	EN	

Tabla 5. Listado de especies de ornitofauna con algún grado de amenaza según las categorías de la UICN y del CNEA. Notación: IE=interés especial; PE=peligro extinción; V=vulnerable; EN=en peligro; O=especie endémica.

Especie	Nombre común	CNEA	IUCN	End.
<i>Ciconia nigra</i>	Cigüeña negra	PE	V	
<i>Anas crecca</i>	Cerceta común		V	
<i>Anas acuta</i>	Ánade rabudo		V	
<i>Anas querquedula</i>	Cerceta carretona		V	
<i>Netta rufina</i>	Pato colorado		V	
<i>Milvus milvus</i>	Milano real	V	EN	
<i>Neophron percnopterus</i>	Alimoche común	V	EN	
<i>Aegypius monachus</i>	Buitre negro	IE	V	
<i>Circus pygargus</i>	Aguilucho cenizo	V	V	
<i>Aquila adalberti</i>	Águila imperial ibérica	PE	EN	
<i>Hieraaetus fasciatus</i>	Águila perdicera	V	EN	
<i>Falco naumanni</i>	Cernícalo primilla	IE	V	
<i>Perdix perdix</i>	Perdiz pardilla		V	
<i>Tetrao urogallus cantabricus</i>	Urogallo cantábrico	PE	EN	
<i>Tetrax tetrax</i>	Sisón	IE	V	
<i>Otis tarda</i>	Avutarda común	IE	V	



<i>Charadrius alexandrinus</i>	Chorlitejo patinegro	IE	V
<i>Gallinago gallinago</i>	Agachadiza común		EN
<i>Limosa limosa</i>	Aguja colinegra	IE	V
<i>Tringa totanus</i>	Archibebe común		V
<i>Gelochelidon nilotica</i>	Pagaza piconegra	IE	V
<i>Chlidonias hybridus</i>	Fumarel cariblanco	IE	V
<i>Chlidonias niger</i>	Fumarel común	IE	EN
<i>Pterocles alchata</i>	Ganga ibérica	IE	V
<i>Pterocles orientalis</i>	Ganga ortega	IE	V
<i>Streptopelia turtur</i>	Tórtola común		V
<i>Coracias garrulus</i>	Carraca europea	IE	V
<i>Chersophilus duponti</i>	Alondra de Dupont	V	EN
<i>Calandrella brachydactyla</i>	Terrera común	IE	V
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	Colirrojo real	IE	V
<i>Corvus frugilegus</i>	Graja		V
<i>Emberiza schoeniclus</i>	Escribano palustre	IE	EN

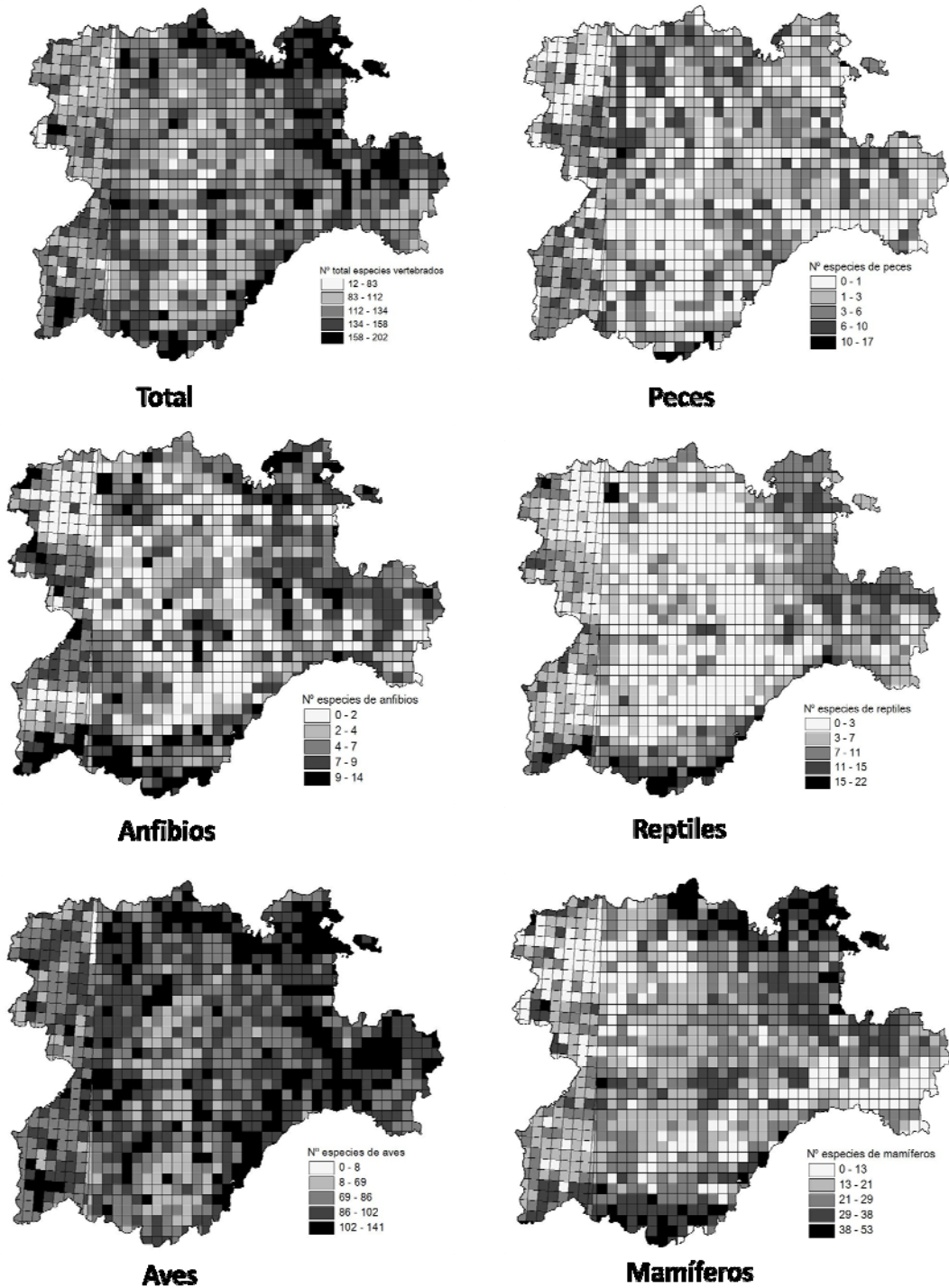
Tabla 6. Listado de especies de mastofauna con algún grado de amenaza según las categorías de la IUCN y del CNEA. IE=interés especial; PE=peligro extinción; V=vulnerable; EN=en peligro; CR = en peligro crítico; O=especie endémica.

Especie	Nombre común	CNEA	IUCN	End.
<i>Galemys pyrenaicus</i>	Desmán ibérico	IE	V	○
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	Murciélago grande de herradura	V	NT	
<i>Rhinolophus euryale</i>	Murciélago de herradura mediterráneo	V	V	
<i>Rhinolophus mehelyi</i>	Murciélago mediano de herradura	V	EN	
<i>Myotis mystacina</i>	Murciélago bigotudo	V	NT	
<i>Myotis emarginata</i>	Murciélago ratonero pardo	V	V	
<i>Myotis bechsteinii</i>	Murciélago ratonero forestal	V	V	
<i>Myotis myotis</i>	Murciélago ratonero grande	V	V	
<i>Myotis blythii</i>	Murciélago ratonero mediano	V	V	
<i>Nyctalus noctula</i>	Nóctulo mediano o común	V	V	
<i>Nyctalus lasiopterus</i>	Nóctulo gigante	V	V	
<i>Miniopterus schreibersi</i>	Murciélago de cueva	V	V	
<i>Mustela lutreola</i>	Visón europeo	PE	EN	
<i>Ursus arctos (C. Cantábrica)</i>	Oso pardo	PE	CR	
<i>Lynx pardinus</i>	Lince ibérico	PE	CR	○
<i>Arvicola sapidus</i>	Rata de agua		V	
<i>Microtus cabreræ</i>	Topillo de Cabrera		V	○
<i>Lepus castroviejoi</i>	Liebre de piornal		V	○
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	Conejo		V	

La *figura 10* muestra el número de especies por cuadrícula UTM de acuerdo a los Atlas de Distribución del Ministerio de Medio Ambiente para los diferentes grupos faunísticos.



Figura 10. Distribución de la riqueza específica en cuadrículas UTM 10 x 10 para los distintos grupos faunísticos de acuerdo a los Atlas de fauna editados por el Ministerio de Medio Ambiente





III.8. Red de Carreteras de Castilla y León

La red de carreteras de Castilla y León, como consecuencia de la gran extensión del territorio, la baja densidad de población y el elevado número de núcleos de población, tiene una gran longitud y una alta dotación poblacional. La longitud total supera los 33.000 Km., representando un 20% del total nacional y siendo la más extensa de las redes de las Comunidades Autónomas. La dotación territorial es de 0,35 Km./ Km², ligeramente superior a la media nacional (0,31 Km/m²). La dotación por habitante es de 13,84 Km./1000 habitantes, siendo la más alta de España muy superior a la media. Las carreteras, como en el resto de las Comunidades Autónomas multiprovinciales, dependen de las tres Administraciones Públicas (Estado, Comunidad Autónoma y Administración Local) (*Instituto Nacional Estadística, Ministerio Administraciones Públicas, Consejería Fomento Junta de Castilla y León*).

Las Redes provinciales y, en gran parte, la Red Autonómica, deben permitir que las cabeceras de cada comarca o área funcional se consoliden como centros económicos, administrativos, culturales, sociales, etc., constituyendo los focos desde los que se extenderá el crecimiento económico al resto de núcleos. La Red Básica de la Red Autonómica y la Red del Estado, deberán proporcionar un alto grado de conectividad entre las cabeceras de la comarca o área funcional, y los principales centros económicos de la región, y de éstos con el exterior de la Comunidad.

Pero además de la superficie y la población, hay que hacer referencia a la ubicación del territorio en relación con la Península Ibérica, por una parte, y con Europa por otra. La situación de Castilla y León la convierte en lugar de paso obligado de buena parte de las infraestructuras de transporte que parten de la capital de España. En cuanto a la posición en el espacio europeo, Castilla y León, se emplaza en dos zonas: el Arco Atlántico y la Diagonal Continental.

La red de Carreteras del Estado en Castilla y León tiene una longitud aproximada de 4.800 Km. lo que supone el 14,5% de los 33.000 Km. del total de la Red. Corresponde a vías de alta capacidad 1.157 Km., de los cuales 332 son autopistas y 825 Km. autovías. La mayoría de las carreteras de titularidad del Estado, han sufrido importantes transformaciones en los últimos años, por lo que en general, presenta unas condiciones aceptables. De acuerdo con el programa Viaria, el Ministerio de Fomento tiene previsto construir más de 1.500 Km. de nuevas vías de gran capacidad, la mayoría de ellas, autovías, así como construir 31 variantes de población dentro de las carreteras convencionales (Plan Regional Sectorial de Carreteras 2002).



En un nivel inferior al nacional, se encuentra la Red Regional, con 11.300 Km. de carreteras dependientes de la Junta de Castilla y León que representan el 34% del total regional. De ellos, 2.180 km. corresponden a la red básica para el tráfico de largo recorrido y 9.120 Km. que atienden al tráfico de corto y medio recorrido.

Según el Plan Regional Sectorial de Carreteras, las modificaciones que se han producido en la red de carreteras autonómicas obliga a una nueva clasificación de las mismas en las dos redes, básica y complementaria, que fija la ley 2/1990, de 16 de marzo de Carreteras de la Comunidad Autónoma.

Los criterios con que se realiza la nueva clasificación son los siguientes:

1. La Red Básica debe constituir, junto con la Red de Carreteras del Estado la Red fundamental de la Comunidad Autónoma y como tal debe satisfacer las siguientes condiciones:
 - a) Servir al tráfico de largo recorrido a través del territorio de la Comunidad.
 - b) Asegurar la comunicación entre los principales centros de población de Castilla y León.
 - c) En las zonas limítrofes debe conectar con carreteras clasificadas como básicas o primarias dentro de la red de la Comunidad Autónoma correspondiente.
2. La Red Complementaria que estaría formada por las carreteras de la red regional no catalogadas como básicas. Se trata de una red de una gran longitud y con tráficos muy desiguales; por ello, se subdivide en dos categorías que serían:
 - 2.1. Red complementaria preferente, formada por las carreteras que conectan todas las cabeceras comarcales y núcleos de población superior a 1.500 habitantes, entre sí y con la red fundamental.
 - 2.2. Red complementaria local, formada por carreteras que sirven al tráfico de corto recorrido, aunque con una función un poco más general que la puramente local de las redes provinciales de las Diputaciones.

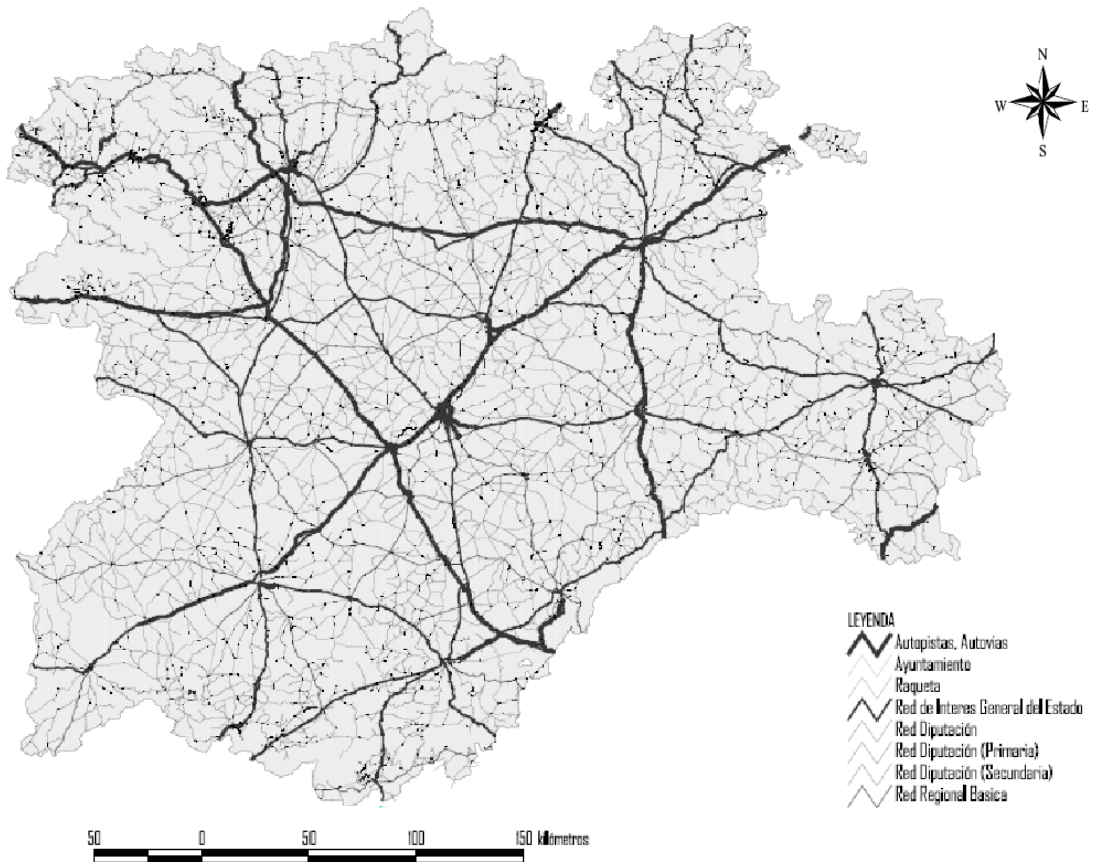
La Red Complementaria Local incluye tramos de pequeña longitud y sin ninguna funcionalidad como carretera, tales como travesías sustituidas por variantes, accesos a estaciones de ferrocarril hoy día sin tráfico ferroviario, y otros tramos sin práctica utilización por circunstancias diversas, que totalizan una longitud de 177,7 Km.

La Red Básica y la Red Complementaria Preferente constituyen lo que en este Plan Regional se denomina «Red Principal». Aplicando los criterios anteriores se llega a una Red Básica en la que están incluidas las carreteras de mayor tráfico, que desempeñan un papel más significativo en la articulación territorial.



Las carreteras gestionadas por las Diputaciones Provinciales, con una longitud próxima a los 17.000 Km., se caracterizan por una utilización media muy baja; en el caso de Castilla y León el conjunto de esta red tiene una intensidad media diaria (IMD) estimada inferior a 180 vehículos. Además por el firme, anchura y el propio trazado, generalmente las velocidades de circulación resultan claramente inferiores. Dado el escaso tráfico parece que, salvo las lógicas excepciones, las actuaciones a realizar en las redes provinciales deben dirigirse a mejorar el estado del firme y a una adecuada señalización.

Figura 11. Mapa de la Red Viaria de Castilla y León.



III.9. Superficie ecológicamente afectada por carreteras

Considerando las calzadas y sin tener en cuenta otros elementos perimetrales propios de las infraestructuras viarias, esta red supone, aproximadamente, la ocupación del 0,3% del territorio. Pero los efectos de las carreteras resultan visibles cientos de metros, incluso



kilómetros, más allá del borde del arcén. Diferentes investigaciones han identificado un conjunto de impactos ambientales que ejercen las carreteras sobre las especies, el suelo y el agua, además de otra serie de daños sobre la calidad atmosférica. Los límites externos de esta afección delimitan una superficie que recibe el nombre de zona de efecto-carretera (road-effect zone) (Forman & Deblinger 2000). Ésta nos permite calcular la superficie de un territorio ecológicamente afectada por las vías de comunicación. Es posible comparar la diferente sensibilidad de los distintos grupos faunísticos a las infraestructuras lineales empleando como índice la densidad de carreteras (Forman & Hersperger 1996).

Así Reijnen, basado en datos recogidos en 1986, estimó el área afectada por la red de carreteras en los Países Bajos y obtuvo un resultado del 10% de la superficie total del país, siendo mayor aún para las especies más sensibles. Se basó en el estudio de la composición de las comunidades avícolas bajo el impacto de la contaminación acústica causada por las vías. En la “zona de efecto carretera” la densidad y diversidad específica se reducen un tercio. Identifica el ruido como principal variable explicativa, siendo los atropellos u otros factores de menor importancia (Reijnen *et al.* 1995a, 1996). Este investigador encuentra diferencias significativas en cuanto a la anchura de banda donde se manifiestan dichos efectos dependiendo del hábitat circundante a la vía. Ruidos de baja frecuencia, como el del tránsito de vehículos, se atenúan despacio con la distancia (Gould 1983), favoreciendo una amortiguación más rápida la presencia de vegetación arbórea y arbustiva. Así esta banda de afección posee una mayor extensión en zonas de cultivo y pastizal y menor para áreas boscosas y de matorral. En Estados Unidos, y siguiendo similares consideraciones, Forman (2000) realizó un estudio similar alcanzando un mayor porcentaje de afección, un 18%.

La estimación de la superficie ecológicamente afectada por la red viaria en los diferentes tipos de paisaje de Castilla y León se ha llevado a cabo siguiendo las indicaciones apuntadas por dos investigadores precursores de la ecología de carreteras, Reijnen y Forman. Como factores responsables de esta afección se consideran variables basadas en elementos propios del sistema viario como la longitud de la red de carreteras, teniendo en consideración el tipo de vía y el volumen o densidad de tráfico que circula por ellas, y variables relacionadas con las características principales del paisaje circundante a la carretera.

Los tipos de paisaje resultan de la agrupación de unidades (quedan definidos por su homogeneidad interna y sus diferencias respecto a los paisajes contiguos, siendo, por tanto, la singularidad su rasgo más característico, y aparecen como fruto de las relaciones particulares que se han establecido a lo largo del tiempo entre comunidades locales y territorio) cuya estructura se repite en el territorio. En esta tarea de agrupación en tipos de



paisaje el hecho regional ha sido decisivo. (Atlas de los Paisajes de España 2003). En Castilla y León el número de tipos que representan la diversidad paisajística de la comunidad es 29:

1. Macizos montañosos galaico-asturiano-leoneses
2. Macizos montañosos cantábricos
3. Macizos y sierras altas del Sistema Central
4. Macizos montañosos ibéricos
5. Sierras gallegas
6. Tierras altas y sierras galaico-zamorano-leonesas
7. Sierras y parameras orientales de Cordillera Cantábrica y de montes vasco-navarros
8. Sierras ibéricas
9. Sierras del Sistema Central
10. Sierras y valles de la Cordillera Cantábrica
11. Depresiones galaico-leonesas
12. Depresiones vascas, navarras y de la Cordillera Cantábrica
13. Depresiones ibéricas del corredor Soria-Burgos
14. Fosas del Sistema Central y sus bordes
15. Penillanuras salmantino-zamoranas y piedemonte de los Montes de León
16. Piedemontes del Sistema Central y de los Montes de Toledo
17. Campiñas de la Meseta Norte
18. Campiñas de la depresión del Ebro
19. Vegas de la cuenca del Duero
20. Llanos castellanos
21. Llanos y glacis de la depresión del Ebro
22. Valles intramontañosos palentino-leoneses
23. Valles intramontañosos riojanos y sorianos
24. Valles del Norte de Burgos
25. Páramos calcáreos castellano-leoneses
26. Páramos detríticos castellano-leoneses
27. Parameras ibéricas
28. Cañones y desfiladeros del alto Ebro
29. Gargantas y valles de la frontera portuguesa

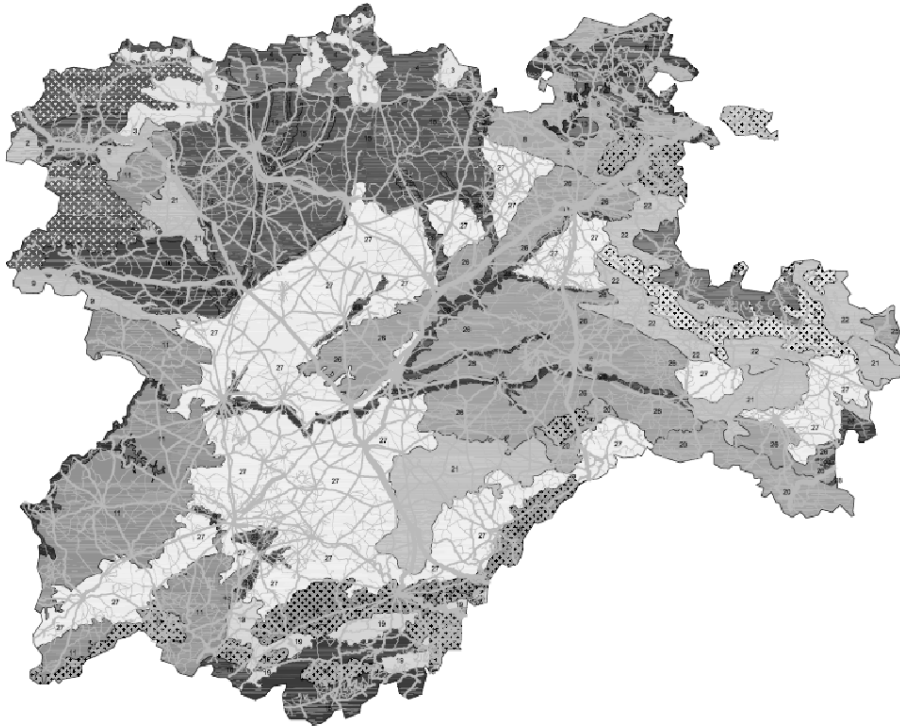
Agrupando a los diferentes tipos de paisaje aparece una nueva figura taxonómica, las asociaciones de tipos, que integran tipos próximos por su configuración topográfica, por sus características bioclimáticas y por semejanzas en los grandes rasgos de organización de los usos del suelo (Ministerio de Medio Ambiente 2003). En la comunidad autónoma se encuentran representadas trece asociaciones de tipos de paisaje.



En Castilla y León, ubicada en la Meseta Norte, se diferencia, a grandes rasgos, una extensa área central de topografía más o menos llana y rodeando a ésta, una sucesión de zonas montañosas de relieves abruptos entre los que se intercalan pequeños valles y depresiones. La parte central, vertebrada por el Valle del Duero, constituye el 60 % de la superficie de la comunidad aproximadamente y se caracteriza desde el punto de vista paisajístico por su homogeneidad. Esta escasa diversidad en los paisajes, tan sólo 6 tipos paisajísticas para más de 50.000 Km, viene dada por la intensa actividad del hombre que desde antiguo ha transformado este medio para su puesta en cultivo, en especial de cereal. La periferia de la comunidad se caracteriza por una sucesión de cordilleras y sierras de distinta naturaleza y que rodean a la estepa cerealista: al Norte los Cordillera Cantábrica, al Este el Sistema Ibérico, al Sur el Sistema Central y al oeste los Montes de León y la Penillanura Zamorano – Salmantina. Presentan una mayor diversidad paisajística, con 23 tipos diferentes para apenas 40.000 Km. De estos, 10 (un tercio del total) corresponden a zonas montañosas con dominio del bosque, matorral y pastizal de alta montaña. El resto, 13, a valles intramontañosos, piedemontes, depresiones o penillanuras donde el paisaje dominante varía. La heterogeneidad en esta periferia procede de su distinta naturaleza geológica, silíceo o calcáreo, y de su ubicación en dos regiones bioclimáticas diferentes, la eurosiberiana y la mediterránea, pero también de la relación de los pobladores con un entorno donde la obtención de los medios de subsistencia resulta cuanto menos difícil y que con su trabajo han transformado los paisajes de forma cuantitativa y cualitativamente variable.



Figura 12. Mapa de la red viaria de Castilla y León sobre los tipos de paisaje. La descripción de las diferentes asociaciones de paisaje puede encontrarse en el capítulo de 6 de resultados



A partir del GIS se separaron los diferentes tipos de paisaje con la red viaria asociada a cada uno de ellos. Se calculó la superficie de cada unidad y la longitud total de las carreteras nacionales, autonómicas y provinciales. Con ello podemos obtener la superficie de la zona de afección ecológica de las carreteras en cada tipo.

Para carreteras principales con elevadas densidades de tráfico, tanto rurales como urbanas, el efecto carretera se considera dos veces la distancia para la especie más sensible señalada por Reijnen (1995a, 1995b, 1996). La distancia a la que dejan de percibirse las alteraciones provocadas por las vías de comunicación es de 305 m para densidades de 10,000 vehículos/día en bosques, 365 m para 10,000 vehículos/día en praderas y cultivos. Para carreteras secundarias, se tomó como estimación grosera, debido a la gran variabilidad, un ancho de banda de 200 metros. Densidades menores implican un acortamiento de la banda de afección de la vía (media obtenida para aves forestales y de campiña) (Forman & Deblinger 2000). Por otro lado, para cada unidad se tomó un hábitat o paisaje dominante: cultivo- pastizal, bosque-matorral, o mezcla de ellos con el objeto de establecer cuál es la anchura de la franja donde se perciben las alteraciones de las infraestructuras de mayor capacidad. En cultivo y/o pastizal 730 metros, en bosque y/o



matorral 610 metros, y en mezcla de ambos 670 metros. Así mismo, no se tuvo en cuenta un tipo de infraestructuras considerado por Forman en su estudio, las carreteras urbanas que transitan por espacios verdes, puesto que la extensión y el tamaño de los núcleos urbanos de la comunidad es reducido y de una tipología diferente a las ciudades estadounidenses.

Los resultados del estudio se exponen en la *tabla 7* donde se recogen, referentes a la componente paisajística, los 29 tipos de paisaje, la superficie y el hábitat dominante en cada uno de ellos. Respecto al sistema viario se incluye la longitud de las infraestructuras en cada tipo de paisaje, considerada en su totalidad y posteriormente diferenciando entre carreteras nacionales (las de mayor IMD y por tanto mayor anchura de banda afectada) y secundarias. Para evaluar el grado de desarrollo de la red de transportes en los distintos tipos de paisaje se ha obtenido la densidad total de vías expresada como kilómetros de carretera por kilómetro cuadrado, la relación entre longitud total de carreteras y superficie de cada tipo paisajístico ambos expresados en tanto por ciento respecto del total de la comunidad y la relación entre longitud de carreteras nacionales y superficie de cada tipo expresados en porcentaje respecto del total. Con los datos del sistema viario y los de las variables paisajísticas se ha calculado, siguiendo la metodología citada, el área ecológicamente afectada por la red de carreteras tanto para toda la comunidad como para las unidades paisajísticas y diferenciando entre vías principales y secundarias. Posteriormente, y con objeto de evaluar su importancia relativa, se ha establecido para cada paisaje una relación entre la superficie alterada y la superficie total, ambas referidas al total de la comunidad y expresadas en porcentajes.

Tabla 7. Superficie ecológicamente afectada por la red de carreteras en cada uno de los 29 tipos de paisaje recogidos en Castilla y León de acuerdo al Atlas de los Paisajes de España



UNIDAD DE PAISAJE	Paisaje dominante	Superficie	Porcentaje de la superficie total	Km totales de carreteras	Porcentaje del total de carreteras	Relación % carreter / % Superficie	Km Nacional	% Red nacional	Relac % nacionales / % Superficie	Km secundarias	% Red secundaria	Densidad en Km carretera / Km2	Superficie afectada por secundarias	Superficie afectada por nacionales	Superficie afectada total	% del Total afectad	Relación superf/ superficie afectada	% Superficie afectada
Macizos Montañosos galaico-asturiano-leoneses	BM	3385,59	3,59	690,35	2,12	0,59	50,3	1,1	0,3	640,05	2,29	0,20	133,98	20,62	154,61	1,93	0,54	4,6
Macizos montañosos cantábricos	BM CP	2075,66	2,20	391,33	1,20	0,55	25,1	0,6	0,3	366,23	1,31	0,19	69,73	11,80	81,53	1,02	0,46	3,9
Macizos y sierras altas del Sistema Central	BM	2033,81	2,16	538,15	1,66	0,77	47,9	1,1	0,5	490,25	1,75	0,26	103,32	19,64	122,96	1,53	0,71	6,0
Macizos montañosos ibéricos	BM	1296,99	1,38	226,83	0,70	0,51	0,0	0,0	0,0	226,83	0,81	0,17	44,48	0,00	44,48	0,55	0,40	3,4
Sierras gallegas	BM	236,45	0,25	33,74	0,10	0,41	2,2	0,0	0,2	31,54	0,11	0,14	6,72	0,90	7,62	0,09	0,38	3,2
Tierras altas y sierras galaico-zamorano-leonesas	BM CP	1120,41	1,19	461,09	1,42	1,19	38,7	0,9	0,7	422,39	1,51	0,41	76,63	18,19	94,82	1,18	0,99	8,5
Sierras y parameras orientales de la Cordillera Cantábrica y de los montes vasco-navarros	BM CP	2698,64	2,86	686,91	2,11	0,74	92,0	2,0	0,7	594,91	2,13	0,25	123,30	43,24	166,54	2,08	0,72	6,2
Sierras ibéricas	BM CP	3129,79	3,32	653,43	2,01	0,61	74,9	1,7	0,5	578,53	2,07	0,21	119,12	35,20	154,32	1,92	0,58	4,9
Sierras del Sistema Central	BM	1628,91	1,73	589,58	1,81	1,05	56,6	1,2	0,7	532,98	1,91	0,36	111,60	23,21	134,81	1,68	0,97	8,3
Sierras y valles de la Cordillera Cantábrica	BM CP	808,41	0,86	231,14	0,71	0,83	42,1	0,9	1,1	189,04	0,68	0,29	41,61	17,26	58,87	0,73	0,86	7,3
Depresiones galaico-leonesas	CP	2889,19	3,07	1370,93	4,22	1,38	294,7	6,5	2,1	1076,23	3,85	0,47	254,70	103,27	357,97	4,46	1,46	12,4
Depresiones vascas, navarras y de la Cordillera Cantábrica	CP	1729,77	1,84	538,06	1,66	0,90	72,6	1,6	0,9	465,46	1,66	0,31	95,33	38,48	133,81	1,67	0,91	7,7
Depresiones ibéricas del corredor Soria-Burgos	CP	1461,17	1,55	433,93	1,33	0,86	177,9	3,9	2,5	256,03	0,92	0,30	63,76	94,29	158,05	1,97	1,27	10,8
Fosas del Sistema Central y sus bordes	CP	1349,56	1,43	419,39	1,29	0,90	70,3	1,5	1,1	349,09	1,25	0,31	78,23	37,26	115,48	1,44	1,00	8,6



Penillanuras salmantino-zamoranas y piedemonte de los Montes de León	BM CP	8963,24	9,51	3687,35	11,34	1,19	113,2	2,5	0,3	3574,15	12,78	0,41	384,33	53,20	437,54	5,45	0,57	4,9
Piedemontes del Sistema Central y de los Montes de Toledo	CP BM	2163,80	2,30	705,03	2,17	0,94	180,4	4,0	1,7	524,63	1,88	0,33	128,24	95,61	223,85	2,79	1,21	10,3
Campiñas de la Meseta Norte	CP	22338,00	23,71	8024,40	24,68	1,04	1298,9	28,6	1,2	6725,50	24,04	0,36	1643,58	688,42	2332,00	29,07	1,23	10,4
Campiñas de la depresión del Ebro	CP	836,90	0,89	249,17	0,77	0,86	81,7	1,8	2,0	167,47	0,60	0,30	38,91	43,30	82,21	1,02	1,15	9,8
Vegas de la cuenca del Duero	CP	4555,13	4,83	1959,15	6,03	1,25	791,7	17,4	3,6	1167,45	4,17	0,43	339,38	419,60	758,98	9,46	1,96	16,7
Llanos castellanos	CP	3877,43	4,12	1509,69	4,64	1,13	198,3	4,4	1,1	1311,39	4,69	0,39	286,58	105,10	391,68	4,88	1,19	10,1
Llanos y glaciés de la Depresión del Ebro	CP	192,72	0,20	39,92	0,12	0,60	18,7	0,4	2,0	21,22	0,08	0,21	5,15	9,91	15,06	0,19	0,92	7,8
Valles intramontañosos palentino-leoneses	BM CP	2239,29	2,38	594,12	1,83	0,77	67,3	1,5	0,6	526,82	1,88	0,27	113,58	27,59	141,17	1,76	0,74	6,3
Valles intramontañosos riojanos y sorianos	BM CP	402,88	0,43	81,06	0,25	0,58	21,6	0,5	1,1	59,46	0,21	0,20	13,56	11,45	25,01	0,31	0,73	6,2
Valles del Norte de Burgos	BM CP	514,76	0,55	127,60	0,39	0,72	40,4	0,9	1,6	87,20	0,31	0,25	20,56	16,56	37,12	0,46	0,85	7,2
Páramos calcáreos castellano-leoneses	CP	11321,77	12,02	3907,54	12,02	1,00	262,4	5,8	0,5	3645,14	13,03	0,35	734,90	139,07	873,98	10,89	0,91	7,7
Páramos detríticos castellano-leoneses	CP	8499,00	9,02	3277,92	10,08	1,12	311,6	6,9	0,8	2966,32	10,61	0,39	617,35	165,15	782,50	9,75	1,08	9,2
Parameras ibéricas	BM CP	1892,43	2,01	933,69	2,87	1,43	47,8	1,1	0,5	885,89	3,17	0,49	63,80	25,33	89,13	1,11	0,55	4,7
Cañones y desfiladeros del alto Ebro	BM	157,72	0,17	63,56	0,20	1,17	60,0	1,3	7,9	3,56	0,01	0,40	5,54	24,60	30,14	0,38	2,24	19,1
Gargantas y valles de la frontera portuguesa	BM CP	422,87	0,45	84,84	0,26	0,58	0,0	0,0	0,0	84,84	0,30	0,20	17,16	0,00	17,16	0,21	0,48	4,1



El área total de la comunidad es de 94.223 km², con 33.150 kilómetros de carreteras y un parque de vehículos de aproximadamente un millón y medio. Teniendo en cuenta las presunciones aceptadas con anterioridad se obtiene que en torno a 8.023 Km², un 8,5% de la superficie total de la comunidad, se encuentran ecológicamente afectados por las carreteras y el tráfico de vehículos. Esta superficie es equiparable a la Provincia de Palencia y prácticamente igual a toda la Comunidad de Madrid. Este porcentaje se encuentra lejos del 19% en Estados Unidos (más del 22% si no se consideran los estados de Alaska y Hawaii), o de las últimas estimaciones del 20% para los Países Bajos (Forman 2000). Por vías, el 71% del área alterada se debe a la red secundaria de carreteras y, por tanto, un 29% a las vías de alta capacidad. Estas cantidades difieren significativamente de las apuntadas por Forman. Él da una proporción en la superficie alterada similar para carreteras principales y secundarias a pesar de tener las primeras un desarrollo menor en términos cuantitativos, lo que se compensa por una anchura de banda mayor. La diferencia se explica por el escaso desarrollo de las vías de comunicación de alta capacidad y por una red local de considerable extensión destinada a unir los múltiples municipios de pequeño tamaño que integran la comunidad autónoma.

La valoración de parámetros relacionados con las infraestructuras viarias en una determinada zona exige una reflexión previa sobre la estructura fuertemente jerarquizada de la red de carreteras. España se caracteriza por una estructura radial con centro en Madrid. Así, varias vías de alta capacidad que parten de la capital atraviesan Castilla y León y se articulan con otra red viaria de morfología radial, jerárquicamente un peldaño menor, con centro en Valladolid y que tiene por objeto comunicar las distintas capitales de provincia. Estas, a su vez, se constituyen como centro de otra red radial menor de carácter provincial. Podríamos hablar de redes inferiores de escala comarcal. Dicha consideración resulta necesaria para comprender, en parte, la densidad de carreteras y la superficie ecológicamente alteradas en cada tipo de paisaje.

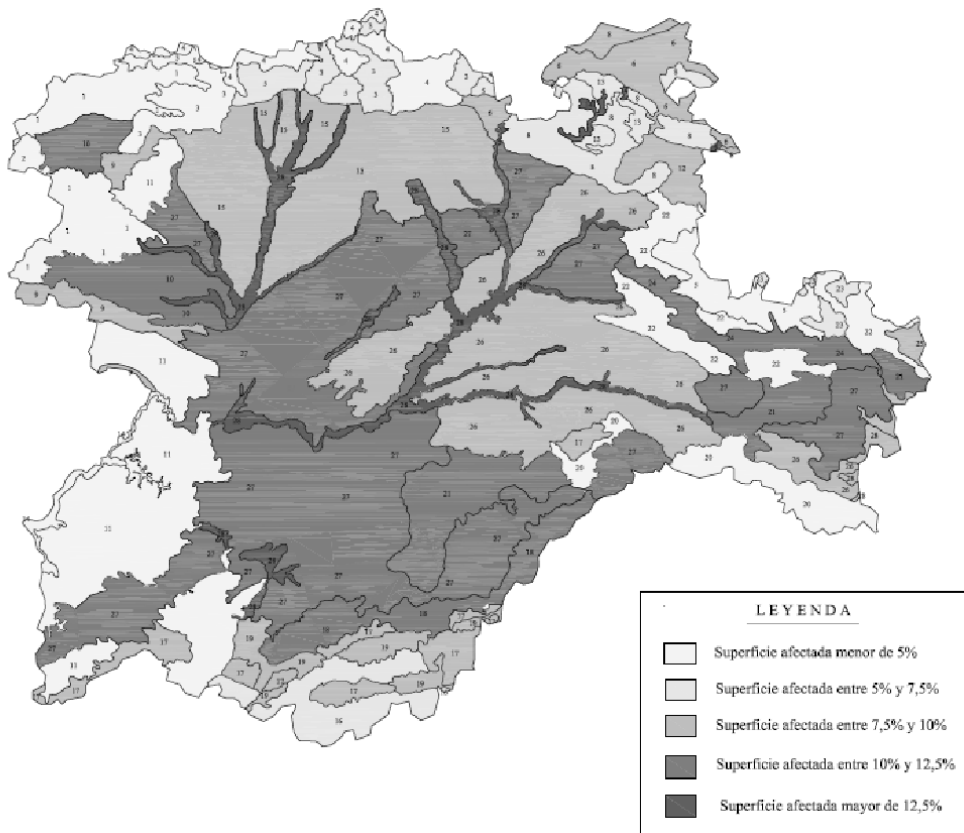
La densidad media de vías en la región es de 0,35 Km/Km². Existen diferencias significativas entre los paisajes de la zona llana y los de la periferia abrupta con densidades medias de 0,40 y 0,28 Km/Km² respectivamente. Dentro del último grupo también se presentan variaciones significativas entre los paisajes montañosos propiamente dichos y los de valles, desfiladeros y pies de monte con 0,25 Km/Km² para los primeros y 0,31 Km/Km² para los segundos.

En cuanto a la relación entre superficie y longitud de carreteras para cada tipo paisajístico, si la red fuera relativamente homogénea el cociente estaría en torno a la unidad. Pero hay diferencias y, como para la densidad, existe un claro contraste entre meseta donde la relación es mayor a 1 (media de 1,16) y montaña donde es inferior (media de 0,81). Si consideramos únicamente la longitud de las vías principales, fuertemente influenciada por



la estructura jerárquica comentada con anterioridad, la proporción más elevada se obtiene para las vegas, valles y depresiones, en especial para la vega del Duero y sus afluentes con una relación de 3,21 (la mayor en el tipo de paisaje “cañones y desfiladeros del Alto Ebro”, de pequeño tamaño y con paso de vías de alta capacidad dirigidas al norte peninsular con una relación entre % red primaria/ % superficie de 7,9). La diferencia entre zonas montañosas (cociente medio de 0,72) y de relieve suave (valor de 1,27) se acentúa para las vías de alta capacidad, en parte por la propia distribución espacial de la población en la región y en parte también porque las carreteras principales discurren por valles y depresiones (media de 0,88).

Figura 13. Mapa de Tipos de Paisaje clasificados por su % de superficie afectada por carreteras



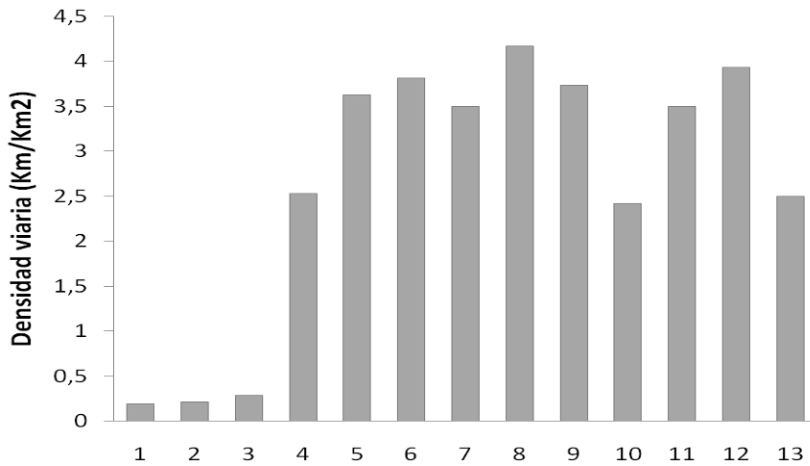
Lo dicho con anterioridad implica que, espacialmente, la alteración no se distribuye de forma homogénea por la región sino que los porcentajes de área afectada varían dependiendo de la topografía, la posición geográfica y la cercanía a nudos de comunicación de los diferentes tipos paisajísticos. Los paisajes de la llanura cerealista central, con una



densidad de carreteras alta para la comunidad y bandas de afección anchas en torno al eje de la vía, presentan una proporción mayor en cuanto a superficie de “efecto carretera”, Los porcentajes se sitúan entre 7,7% de los Páramos Calcáreos y el 10,4% de las Campiñas de la Meseta Norte, destacando las Vegas del Valle del Duero como tipo de paisaje con un considerable grado de afección, un 16,7 %, tan sólo superado por los Cañones y desfiladeros del alto Ebro con un 19%. La media se encuentra en el 10,8%. En unidades de relieve abrupto, las de la periferia, el porcentaje se reduce a un 5,6% existiendo diferencias significativas entre las formaciones situadas al sur y las emplazadas al norte (7,1% y 5,2% respectivamente) como consecuencia de una mayor cercanía a Madrid. Dentro de este grupo se alcanzan los menores porcentajes, concretamente un 3,2 % para las Sierras Gallegas. El grupo heterogéneo compuesto por valles, piedemontes, depresiones, penillanuras presenta un porcentaje medio de superficie ecológicamente afectada de un 9,1 %, con grandes variaciones dependiendo de su ubicación geográfica.

Respecto a las asociaciones de tipos de hábitat, figura taxonómica que integra unidades fisiográficas similares (tipos de paisajes), las mayores densidades de carreteras se obtienen para las vegas y riberas (0,42 Km/Km²), y posteriormente para otras asociaciones como parameras o penillanuras con una red secundaria de considerable extensión.

Figura 14. Densidad de carreteras en cada asociación de tipos de paisaje en Castilla y León

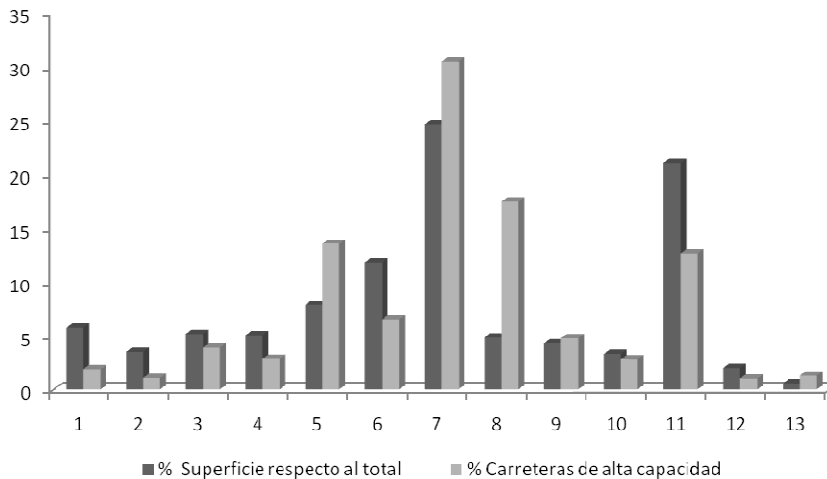


- | | |
|--|-----------------------------------|
| 1 Macizos montañosos septentrionales | 8 Vegas y riberas |
| 2 Macizos montañosos del interior ibérico | 9 Llanos interiores |
| 3 Sierras montaños atlánticas y subatlánticas | 10 Valles |
| 4 Sierras y montañas mediterráneas y continentales | 11 Páramos y mesas |
| 5 Cuencas hoyas y depresiones | 12 Parameras ibéricas |
| 6 Penillanuras y pie de monte | 13 Gargantas desfiladeros y hoces |
| 7 Campiñas | |



Refiriéndonos al grado de desarrollo de la red primaria en cada asociación, destaca el elevado porcentaje de vías de alta capacidad que discurren por vegas y riberas en relación a su superficie (un 17,4% de la Red General del Estado transita por este medio el cual sólo representa un área del 3,4% del total de la región). Algo similar, pero en menor proporción sucede para las cuencas, hoyas y depresiones (13,6% frente al 7,9% de superficie) campiñas (30,4% frente a 24,6%), llanos (4,8 frente a 4,3%) y gargantas y desfiladeros (1,3 con un 0,6% de área). Por contrapartida, esta relación es inversa para los diversos grupos de macizos montañosos (en especial los septentrionales con un 5,8% de superficie y tan sólo el 1,9% de la red primaria), penillanuras, páramos y parameras.

Figura 15. Relación entre superficie y carreteras de alta capacidad en las asociaciones de tipos de paisaje en Castilla y León



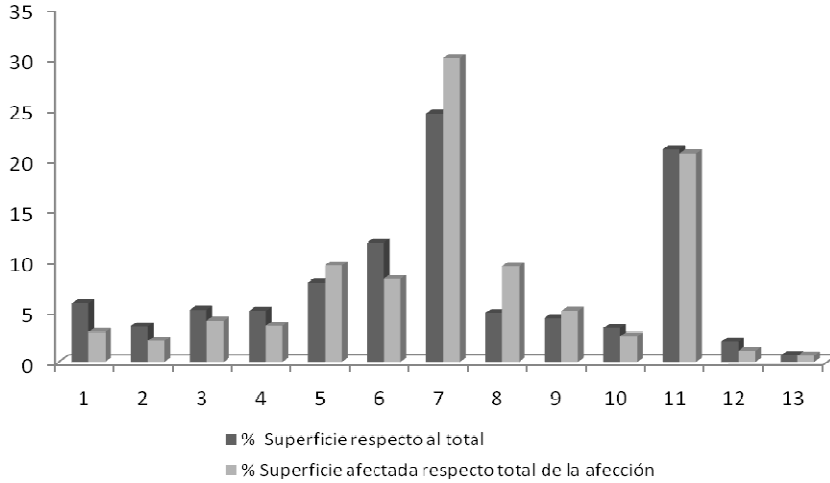
- | | |
|--|-----------------------------------|
| 1 Macizos montañosos septentrionales | 8 Vegas y riberas |
| 2 Macizos montañosos del interior ibérico | 9 Llanos interiores |
| 3 Sierras montañas atlánticas y subatlánticas | 10 Valles |
| 4 Sierras y montañas mediterráneas y continentales | 11 Páramos y mesas |
| 5 Cuencas hoyas y depresiones | 12 Parameras ibéricas |
| 6 Penillanuras y pie de monte | 13 Gargantas desfiladeros y hoces |
| 7 Campiñas | |

Relacionando superficies totales y superficies ecológicamente afectadas en las diversas asociaciones de tipos de paisaje encontramos que, por lo comentado anteriormente, destacan las vegas con una contribución al área perturbada total del 9,5% con tan sólo el 4,8% de la superficie regional. Se cumple en menor magnitud para llanos interiores, campiñas, y hoyas y depresiones. En estas asociaciones se une una elevada densidad relativa de carreteras con paisajes agrícolas y de pastizal donde las bandas de afección



ecológicas presentan una mayor amplitud. Lo contrario sucede en macizos montañosos y sierras, penillanuras y parameras donde la superficie donde se manifiestan los efectos de las vías de comunicación es todavía hoy pequeña, en especial en las primeras (aproximadamente 20% de superficie que contribuye en un 10% al área alterada).

Figura 16. Relación entre superficie y superficie ecológicamente afectada para cada asociación de tipos de paisaje expresado en porcentaje



- | | |
|--|-----------------------------------|
| 1 Macizos montañosos septentrionales | 8 Vegas y riberas |
| 2 Macizos montañosos del interior ibérico | 9 Llanos interiores |
| 3 Sierras montañas atlánticas y subatlánticas | 10 Valles |
| 4 Sierras y montañas mediterráneas y continentales | 11 Páramos y mesas |
| 5 Cuencas hoyas y depresiones | 12 Parameras ibéricas |
| 6 Penillanuras y pie de monte | 13 Gargantas desfiladeros y hoces |
| 7 Campiñas | |

Como conclusión tenemos que la superficie ecológicamente afectada por las carreteras en Castilla y León es comparativamente inferior a la obtenida para países como Estados Unidos o Países Bajos donde las redes de transporte poseen niveles de desarrollo más elevados. No obstante, equivale a la nada despreciable área de la Provincia de Palencia o más aproximada aún, a la superficie de la Comunidad de Madrid. Estos porcentajes tienden a aumentar a medida que se crean nuevas infraestructuras, se mejoran y agrandan las ya existentes y se incrementa el volumen de tráfico.

Los tipos de paisajes con una mayor zona alterada en términos porcentuales son las vegas de los ríos, en este caso las riberas del Duero y sus afluentes. Ello conlleva considerables implicaciones ecológicas pues son estas vegas, y los bosques de galería asociados, las que



poseen y deben poseer un importante papel como corredores biológicos capaces de conectar manchas de hábitat aislados. Así pues, toda política de planificación territorial y todo plan general de infraestructuras viarias deben presentar entre sus objetivos principales el disminuir la presión antropogénica sobre estos medios desviando el tráfico, a través de diversas medidas, a hábitat de menor interés ecológico. La integración paisajística de las carreteras y otras vías de comunicación tiene que orientarse a la creación de paisajes funcionales y no paisajes fósiles fuertemente fragmentados y aislados. Esto recibe especial importancia en aquellos tramos fluviales que conectan espacios de Red Natura 2000 dando verdadera coherencia a toda esta Red.

En el diseño y construcción de una carretera, incluyendo su plan paisajístico, se tratarán de minimizar los impactos sobre el medio con objeto de reducir la anchura de la banda de afección causada por la vía. Se realizará un especial esfuerzo en disminuir los niveles de contaminación acústica mediante programas de revegetación adecuados, creación de pantallas laterales con materiales procedentes de la propia obra, elección de firmes menos sonoros, y/o cualquier otra técnica que contribuya a disminuir la superficie ecológicamente afectada. Políticas destinadas a reducir el tráfico por carretera, encauzarlo por las vías primarias y la diversificación de las formas de transporte serán también válidas para el mismo fin.

III.10. Especies de estudio

III.10.1. Jabalí - Sus scrofa Linnaeus 1758

Orden Artiodactyla, Suborden Suiformes, Familia Suidae

Morfológicamente presenta como medidas corporales una longitud cabeza-cuerpo de 133,0-148,0 cm. en machos y 118,0-137,0 cm. en hembras. La cruz 72,0-85,5 cm. en los primeros y 71,0-73,0 cm. en las segundas. Por tanto, presentan un marcado dimorfismo sexual, siendo los machos de mayor tamaño corporal (de 60-118 Kg. frente a los 40-65 Kg. de las hembras) y los caninos más desarrollados (Rosell 1998). Cuello poco aparente, y orejas pequeñas y erguidas. Al nacer presentan un color pardusco con 11 líneas longitudinales oscuras. Al cabo de unos meses mudan a una coloración pardo-rojiza, y ya, a los 10-12 meses, adquieren el pelaje de adultos. La especie muestra politipismo cromosómico, con un número de cromosomas $(2n) = 38$, pero también 37 ó 36 (Rosell & Herrero 2002).



Su dieta es variada y en ella puede entrar prácticamente cualquier cosa. La alimentación de este omnívoro presenta en buena medida componentes vegetales, pero también, con elevada frecuencia, materia animal. Este último, sin embargo, posee un papel poco relevante en términos cuantitativos. Dichas dietas varían mucho de un lugar a otro, ya que esta especie presenta gran capacidad de adaptación a las posibilidades que le brinda su entorno: frutos de fagáceas, cultivos agrícolas como el maíz, raíces, hongos, invertebrados, anfibios, micromamíferos... Un rastro típico que el jabalí deja cuando busca alimento son las hozaduras.

El jabalí, por su enorme capacidad de adaptación y su amplia valencia ecológica, se encuentra ampliamente distribuido por todo el territorio castellano-leonés, prefiriendo masas forestales, en especial si presentan una densa cobertura arbustiva. También se ha establecido en las extensas llanuras agrícolas de Tierra de Campos, acomodándose en tal medio mediante el empleo de cultivos de maíz y girasol como alimento, y pequeñas teselas arbóreas o sotos fluviales como refugio (Velasco *et al.* 2005).

En España, al igual que en el resto de Europa, ha experimentado un considerable incremento en sus poblaciones en los últimos 20 años (ej. Sáez-Royuela & Tellería 1986) y esto a pesar de la enorme presión que se le ejerce, tanto por su interés cinegético como por el hecho de ser considerado como una especie perjudicial por sus daños en la agricultura. Las causas que se manejan para explicar esta verdadera explosión demográfica se relacionan con cambios en los usos tradicionales del territorio, y relativas a sus características reproductoras (Galhano-Alves 2004).

Por otro lado el jabalí presenta una enorme capacidad reproductora, ya que, a pesar de su tamaño, se acerca a la estrategia demográfica de la *r*, lo que le permite adaptarse a las condiciones del medio (Sáez-Royuela 1987, Markina 1998). Frente a la constante presión cinegética se ha constatado para la especie una dilatación del período reproductor (Rosell 2001). Poseen una buena capacidad de adaptación incluso a los hábitats agrícolas y una considerable plasticidad trófica.

Todas estas razones explican la prosperidad demográfica que presenta esta especie en la actualidad, pero esta “prosperidad” ocasiona problemas y tensiones con diversos sectores sociales por los perjuicios serios que ocasiona, por ejemplo, los ya comentados daños sobre los cultivos o los mismos accidentes de tráfico.



Foto: Jabalí atropellado en las inmediaciones de la Sierra de la Culebra



Fuente: Elaboración propia

III.10.2. Corzo - *Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758.

Orden Artiodactyla, Suborden Ruminantia, Familia Capreolidae.

El corzo es la especie europea de cervoideo más pequeña. Dimorfismo sexual bajo, siendo los machos ligeramente superiores en cuanto a tamaño. La longitud del cuerpo-cabeza oscila entre 95-145 cm. y la cruz entre 54-83 cm. El peso oscila entre los 16 y los 30 Kg. Otros rasgos característicos de la especie son una franja negra en el hocico, unas orejas relativamente grandes y un escudo anal blanco que rodea la cola. Las astas cuentan con tres puntas y se renuevan anualmente. Posee dos mudas al año, una otoñal y otra primaveral que le permiten adaptarse a las condiciones climáticas del invierno y del verano. Así durante el primer período los corzos tienen un pelaje grisáceo tupido. Sin embargo, en el segundo éste es más corto y con tonalidad anaranjada. El número de cromosomas es $(2n) = 70$ (San José 2002).

Se ubica de forma preferencial en masas forestales, donde encuentra refugio y alimento. En su elección parecen tener una importancia considerable los estratos herbáceo y arbustivo. También puede desenvolverse en medios agrícolas (San José 2002, Blanco 1998).

Se trata de la única especie de cérvido europeo con diapausa embrionaria, esto es, la fecundación tiene lugar en julio y agosto (durante el celo) pero el blastocito va a permanecer unos 170 días, período tras el cual el embrión continúa su desarrollo durante



una gestación de 130 días. Así, los nacimientos tienen lugar finalmente durante mayo y junio. Suele parir dos crías.

Este herbívoro basa su dieta en materia vegetal de alto valor nutritivo con bajo contenido en fibra. Sin embargo, en otros lugares de Europa la dieta fundamental de la especie está constituida por grano de origen agrícola.

El corzo, que siempre se ha tenido por un artiodáctilo típicamente forestal capaz de ocupar cualquier tipo de masa arbórea pero que en la actualidad no resulta infrecuente en zonas agrícolas o bosques de ribera, se distribuye por toda la mitad norte de la comunidad (Provincias de León, Palencia, Burgos y Soria, la práctica totalidad de Zamora y el Norte de Valladolid), el Sistema Central y el Este de Segovia. En el Centro-Sur que se prolonga hasta la frontera portuguesa en la provincia salmantina (Velasco *et al.* 2005).

Foto: Corzo atropellado



Fuente: Página web Corzo info

III.10.3. Ciervo - *Cervus elaphus Linnaeus, 1758.*

Orden Artiodactyla, Suborden Ruminantia, Familia Cervidae.

Según la descripción realizada por Carranza (2002) se trata de un cérvido con pelaje castaño y zona ventral más clara. Posee un escudo anal prácticamente blanco, rodeado de franjas oscuras. La cola es corta y de color oscuro. Los cervatillos presentan un diseño característico con un pelaje anaranjado y una serie de manchas blancas que mantienen durante aproximadamente los tres primeros meses de vida. A diferencia del corzo, en el ciervo el dimorfismo sexual resulta acentuado. Así, en cuanto a medidas tenemos que la



longitud de cabeza-cuerpo en machos es de 160-220 cm. y 160-195 cm. en hembras. La cruz varía entre los 90-120 cm. para los primeros y 90-110 cm. para las segundas. En el peso también hay notables diferencias, de 70 a 150 Kg. para los machos, y de 50 a 100 Kg. para las hembras. Un elemento característico de la especie son las astas con ramificaciones en número variable que desarrollan los machos a partir del primer año de edad y que utilizan en las luchas durante celo. El número de cromosomas es de $(2n) = 68$.

Su período de reproducción tiene lugar durante los meses de septiembre y octubre. Muy característico de esta época son los sonidos emitidos por los machos que reciben el nombre de berrea o brama en algunas partes. Los machos reúnen harenes de hasta 50 hembras y defienden un pequeño territorio donde las hembras se alimentan. Tras una gestación de unos 235 días aproximadamente, se produce, entre mayo y junio, el nacimiento de una única cría. Los partos dobles son extremadamente raros. El sex-ratio se inclina con frecuencia hacia los machos puesto que son estos los que presentan una mortalidad temprana mayor. Los machos en libertad no suelen superar los 12 ó 13 años, mientras que las hembras alcanzan los 20. Ello explica un cierto sesgo en la proporción de sexos hacia las hembras en la población adulta (Carranza 2002, Blanco 1998).

Su alimento lo obtiene mediante las actividades del pastoreo y del ramoneo. Emplea o utiliza una amplia variedad de especies tanto del estrato herbáceo como del arbustivo. Se alimentan durante el crepúsculo en hábitats abiertos o de escasa cobertura vegetal y descansan durante las horas centrales del día en zonas con más cobertura.

Se trata de la especie cinegética de gran porte cuya área de distribución regional se estima más restringida. En la región prefiere mosaicos de paisaje en donde pueda satisfacer sus necesidades básicas, combinación de zonas con abundante vegetación arbórea o arbustiva en la cual encuentra refugio, y pastizales cercanos donde alimentarse. Mediante repoblaciones con fines cinegéticos este ungulado, sobre todo en el período finisecular, ha recolonizado antiguos territorios históricos para la especie, distribuyéndose en la actualidad por prácticamente toda la periferia montañosa de la comunidad. Esta situación está alejada de la existente a principios de siglo XX en la cual había desaparecido de numerosas localidades. Se encuentra en la Cordillera Cantábrica al Norte, la Culebra, Sanabria y Cabrera al Oeste, Sistema Central al Sur, y Neila y Urbión al Este (Velasco *et al.* 2005).



Foto: Cierva atropellada en la Sierra de la Culebra (Zamora)



Fuente: Elaboración propia

III.10.4. Lobo - *Canis lupus Linnaeus, 1758.*

Orden Carnivora Suborden Caniformia, Familia Canidae

El lobo ibérico es un cánido de cabeza grande y cuello robusto. Maseteros desarrollados y orejas triangulares cortas. Su pelaje presenta coloración gris parduzca. Característica es la línea oscura en las patas anteriores que a veces llega hasta el pecho. El dimorfismo sexual puede ser considerado como leve ya que los machos son sólo ligeramente mayores a las hembras. Así la longitud de la cabeza-cuerpo se encuentra en torno a los 120 cm., la cruz unos 70-80 cm. En peso son ligeramente más pesados los machos, en torno a los 32 Kg., que las hembras, de unos 28 Kg. El número de cromosomas es de $(2n) = 78$. Pueden llegar a vivir en libertad unos 16 años (Blanco *et al.* 2002).

El lobo es un generalista capaz de desenvolverse prácticamente en cualquier medio siempre que en éste encuentre alimento. Desde siempre ha sido una especie muy perseguida por el hombre, disminuyendo su distribución de forma paulatina y quedando restringido a zonas despobladas y remotas. La nueva conciencia ecológica surgida en las últimas décadas le ha permitido recolonizar entornos muy humanizados e incluso se encuentra presente en áreas de vocación agrícola donde apenas hay ungulados silvestres (Blanco & Cortés 2002).



El período de celo tiene lugar entre los meses de enero y abril. Tras la gestación, que dura 63 días, la hembra pare entre abril y junio cinco o seis lobeznos. Dentro de una misma manada sólo una de las hembras se reproduce.

Se trata de una especie eminentemente carnívora, incluyendo en su dieta ungulados, tanto silvestres como domésticos, los cuales caza. Esto genera frecuentes conflictos con los ganaderos de las zonas loberas. Pero, similar al zorro, también es una especie oportunista lo que le permite consumir todo tipo de presas y, ocasionalmente, frutos. Además, con frecuencia consume carroña y no era raro verla acudir a los muladares donde se depositaba el ganado (hasta la prohibición de los mismos).

En cuanto a su distribución regional, éste se extiende prácticamente por toda la comunidad, a excepción de buena parte de la provincia salmantina donde las bajas ilegales impiden el asentamiento definitivo de la especie. Tampoco en la parte meridional de Ávila. Se estima que Castilla y León puede albergar, en verano, unos 1500 lobos. Las poblaciones más asentadas son las de León y Zamora. Así, en la Sierra de la Culebra se encuentra la mayor densidad de lobos de toda Europa Occidental (Velasco *et al.* 2005).

Foto: Lobo ibérico



Fuente: Página web Sierra de Baza



III.10.5. Zorro - *Vulpes vulpes Linnaeus, 1758*

Orden Carnivora Suborden Caniformia, Familia Canidae.

La especie se caracteriza morfológicamente por una larga cola, casi el 70% de la longitud total del cuerpo, hocico alargado, grandes orejas y extremidades bastante prolongadas. Su pelaje típico es amarillento aunque puede presentar variaciones. Considerables diferencias individuales y geográficas. Como medidas corporales, la longitud de cabeza-cuerpo es de 65-80 cm para los machos y 52-72 cm para las hembras. La cruz es también mayor para los primeros 33-48 cm frente a 32-44 cm de las segundas. Los machos, además, pesan más, unos 4,6-8,6 Kg., frente a los 3,1-7,8 Kg. de las hembras. El número de cromosomas es de $(2n) = 34$ (Gortázar 2002).

Se trata de una especie muy adaptable capaz de habitar todo tipo de ambientes, tanto medios forestales como espacios agrícolas. Incluso es capaz de colonizar medios profundamente transformados por el hombre. Le favorecen más hábitats diversos y fragmentados, paisajes en mosaico, que los homogéneos.

El período de celo se produce generalmente en enero y febrero. La madurez sexual se alcanza en el primer año de vida. Los partos tienen lugar tras una gestación de 52 días, pudiendo variar el tamaño de camada entre uno y siete. Dicho número se vincula a la disponibilidad de alimento.

Se trata de un carnívoro que aprovecha cualquier alimento que encuentre. Su dieta se basa en cada momento en aquello que es más abundante o que pueda obtener con mayor facilidad. Durante la época de cría posee cierta predilección por presas como el conejo, energéticamente más rentable. Dentro de su dieta habitual también son frecuentes micromamíferos, carroña, frutos e incluso algunos invertebrados. En ambientes humanizados buena parte de su alimentación se basa en basura y carroña de animales domésticos (Gortázar 1999).

En Castilla y León se distribuye por toda la comunidad, ocupando casi todos los hábitat, desde áreas antropizadas a la alta montaña, incluso en zonas de regadío donde encuentra refugio en las tuberías del agua (Velasco *et al.* 2005).



Foto: Zorra atropellada en la Reserva Regional de Caza de la Sierra de la Culebra (Zamora)



Fuente: Elaboración propia

III.10.6. Tejón - *Meles meles* Linnaeus, 1758

Orden Carnívora, Suborden Caniformia, Familia Mustelidae, Subfamilia Melinae.

El tejón es un mustélido de gran porte, cuello ancho y cabeza pequeña, cuerpo prolongado, extremidades cortas y uñas largas y resistentes. Elemento característico de la especie es su cabeza, de color blanco y con dos bandas negras identificativas que cubren los ojos. Pelaje grisáceo en el dorso y más oscuro en el vientre. Las medidas anatómicas, obtenidas para la población de Doñana, son para la cabeza-cuerpo una longitud de 58,2-75,0 cm., existiendo pocas diferencias entre ambos sexos. En el peso sí que difieren, aunque éste también depende del alimento y la estación del año (5,9-9,3 Kg. para los machos y 4,8-9,2 Kg. para las hembras). En el norte peninsular los individuos se considera que resultan ligeramente más pesados y de mayor tamaño. El número de cromosomas es de $(2n) = 44$ (Revilla *et al.* 1999).

Su hábitat preferencial son los bosques caducifolios, mixtos y, en menor grado, de coníferas. Pero también se encuentra en bosques y matorral mediterráneo, y zonas agrícolas abiertas con pequeñas manchas de vegetación donde encontrar refugio. No se emplaza en áreas carentes de cobertura vegetal, por ejemplo en zonas alpinas. Para el centro peninsular las mayores densidades se obtienen en zonas montañosas de altitud media, con dehesas y repoblaciones de coníferas. En verano se ubican en las zonas más frescas, umbrías y fresnedas (Revilla *et al.* 2002, Virgós *et al.* 2006).



Los partos tienen lugar de noviembre a enero, y el celo a las pocas semanas después. Presenta implantación diferida y se produce en otoño. El número de crías oscila entre una y cuatro. Dependiendo del tamaño del grupo, es la hembra dominante la que cría cada año. En zonas con mayor densidad puede haber alguna más (Revilla 2000).

Se trata de una especie omnívora. Su dieta incluye raíces, frutos, setas y hongos subterráneos. También materia animal, como por ejemplo moluscos y otros invertebrados, anfibios, reptiles o carroña.

El tejón se distribuye por toda la región aunque es más abundante en las zonas forestales ligadas a la areola montañosa que en el interior de la meseta. Se trata de una especie con una amplia capacidad de adaptación siempre que disponga de un refugio (Velasco *et al.* 2005).

Foto: Tejón atropellado en un encinar. Comarca de Sayago (Zamora)



Fuente: Elaboración propia

III.11. Bibliografía

Blanco, J. C. (coord.) (1998). Guía de campo de los Mamíferos de España I y II. Ed. Planeta, Col. Geoplaneta, Barcelona. Vol. I 457 pp., Vol. II 383 pp.

Blanco, J. C., Cortés, Y. (2002). Ecología, censos, percepción y evolución del lobo en España. Análisis de un conflicto. SECEM / Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Blanco, J. C., Saénz de Buruaga, M., Llana, E. (2002). El lobo – *Canis lupus* Linnaeus, 1758. En: Palomo, L. J., Gisbert, J. (eds) Atlas de los Mamíferos terrestres de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid. Pp. 234-237.

Cabo, A., Manero, F. (1987). Geografía de Castilla y León. Valladolid.



Carranza, J. (2002). El ciervo – *Cervus elaphus* Linnaeus, 1758. En: Palomo, L. J., Gisbert, J. (eds) Atlas de los Mamíferos terrestres de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid. Pp. 310-313.

Forman, R. T. T. (2000). Estimate of the area affected ecologically by the Road System in the United States. *Conservation Biology* 14: 31-35.

Forman, R. T. T., Deblinger, R. D. (2000). The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. *Conservation Biology* 14: 36-46.

Forman, R. T. T., Hersperger, A. M. (1996). Road ecology and road density in different landscapes. with international planning and mitigation solutions. En: Evink, G. L., Garrett, P., Zeigler, D., Berry, J. (eds) Trends in addressing transportation related wildlife mortality. Florida Department of Transportation, Tallahassee. Pp. 1-22.

Galhano-Alves J. (2004). Man and wild boar; A study in Montesinho Natural Park, Portugal. *Galemys* 16: 223-230.

Gortázar ,C. (2002). El zorro – *Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758. En: Palomo, L. J., Gisbert, J. (eds) Atlas de los Mamíferos terrestres de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid. Pp. 242-245

Gortazar, C. (1999). Ecología y patología del zorro (*Vulpes vulpes* L.) en el Valle medio del Ebro. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón, Zaragoza.

Gould, E. (1983). Mechanism of mammalian auditory communication. *Advances in the Study of Mammalian Behaviour* 7: 265-342.

Markina, F. (1998). Estudio de las poblaciones de corzo (*Capreolus capreolus* L.) y jabalí (*Sus scrofa* L.) y análisis de su explotación cinegética en el territorio histórico de Álava. Servicio de Publicaciones Universidad de León.

Ministerio de Medio Ambiente (2003). Atlas de los Paisajes de España. Madrid. 683 pp

Navarro, F., Valle, C. J. (1987). Castilla y León. En: Peinado, M., Rivas-Martínez (eds.) La vegetación de España. Servicio Publicaciones Universidad de Alcalá de Henares. Pp. 119-161.

Peinado. M., Rivas-Martínez, S. (eds.) (1987). La vegetación de España. Servicio Publicaciones Universidad de Alcalá de Henares.

Plan Regional Sectorial de Carreteras 2002-2007 (2003). Consejería de Fomento. Dirección General de Carreteras e Infraestructuras. Junta de Castilla y León.

Reijnen, R., Foppen, R., ter Braak, C., Thissen, J. (1995)a. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology* 32: 187-202.

Reijnen, R., Foppen, R. (1995)b. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. IV. Influence of population size on the reduction of density close to a highway. *Journal of Applied Ecology* 32: 481-491.

Reijnen, R., Foppen, R., Meeuwssen, H. (1996). The effects of traffic on the density of breeding birds in dutch agricultural grasslands. *Biological Conservation* 75: 255-260.

Revilla, E. (2000). The social organization of Eurasian Badgers in Spain. *Mammal Review* 30: 231-231

Revilla, E., Casanovas, J., Virgós, E. (2002). El tejón – *Meles Meles* Linnaeus, 1758. En: Palomo, L. J., Gisbert, J. (eds) Atlas de los Mamíferos terrestres de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid. Pp. 274-277.



- Revilla, E., Delibes, M., Travaini, A., Palomares, F. (1999). Physical and population parameters of Eurasian badgers (*Meles meles* L.) from Mediterranean Spain. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 64: 269-276.
- Rivas-Martínez, S. (1987). Memoria del mapa de series de vegetación de España, 1: 400.000. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. I.C.O.N.A. Madrid.
- Rivas-Martínez, S., Loidi, J., Costa, M., Díaz, T. E., Penas, A. (1999). Iter Ibericum A.D. MIM. (Excursus geobotanicus per Hispaniam et Lusitaniam, ante XLII Symposium Societatis Internationalis Scientiae Vegetationis Bilbao mense Iulio celebrandum dicti Anni). *Itinera Geobotanica* 13: 5-347.
- Rosell, C. (1998). Biología i ecología del senglar (*Sus scrofa* L 1758) a dues poblacions del norddestibèric. Aplicació a la gestió. Tesis doctoral. Universitat de Barcelona.
- Rosell, C., Fernández-Llario, P., Herrero, J. (2001). El jabalí (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758). *Galemys* 13: 1-25.
- Rosell, C., Herrero, J. (2002). El jabalí - *Sus scrofa* Linnaeus, 1758. En: Palomo, L. J., Gisbert, J. (eds) Atlas de los Mamíferos terrestres de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid. Pp. 306-309.
- Sáez-Royuela, C. (1987). Biología y ecología del jabalí (*Sus scrofa*) en Castilla la Vieja. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- Sáez-Royuela, C., Tellería, J. L. (1986). The increased population of the Wild boar (*Sus scrofa* L.) in Europe. *Mammal Review* 16: 97-101.
- San José C. (2002). El corzo - *Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758. En: Palomo, L. J., Gisbert, J. (eds) Atlas de los Mamíferos terrestres de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid. Pp. 318-321.
- Velasco, J. C., Lizana, M., Román, J., Delibes, M., Fernández, J. (2005). Guía de los peces, anfibios, reptiles y mamíferos de Castilla y León. Náyade Editorial. Medina del Campo.
- Virgós, E., Revilla, E., Mangas, G. (2006). Ecología y conservación del tejón en ecosistemas mediterráneos. Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos, Málaga. 294 pp.





*"Caminante, es un desamor el vivir sobre el existir de otros
Vivir es coexistir
Que la fraternidad de tu andadura permita que la vida florezca en cada rama"*

INSCRIPCIÓN DEL CAMINO SANTIAGO EN EL PUEBLO DE LOBEZÑOS (ZAMORA)

IV – Materiales y Métodos



M aterial y métodos

Este capítulo pretende recoger todo aquel material e información, así como sus fuentes, empleados en la elaboración de la presente tesis doctoral. Además, se realiza un resumen del procedimiento mediante el cual se ha generado un sistema de información geográfica (SIG) sobre los atropellos de fauna en Castilla y León. Estos dos puntos, tanto la base de datos como el SIG, resultan comunes prácticamente para toda la tesis doctoral, así que se ha considerado oportuno la inclusión de una explicación de ambos en un capítulo metodológico inicial. Sin embargo, el tratamiento de los datos varía dependiendo de los objetivos de cada análisis y el tipo de información que manejemos en cada momento. Por ello, se ha decidido sólo hacer aquí una breve reseña sobre la metodología particular de cada capítulo y ésta se desarrollará en profundidad en cada capítulo.

El material con el que se ha contado en la elaboración la presente tesis doctoral puede desglosarse en:

- Partes de accidentes de tráfico registrados en Castilla y León provocados por la irrupción de un animal en la calzada.
- Parámetros sobre la densidad y velocidad del tráfico.
- Información cartográfica básica con soporte informático.
- Cartografía temática sobre usos de suelo.
- Software y aplicaciones informáticas: procesadores de texto, hojas de cálculo, bases de datos, sistemas de información geográfica y paquetes estadísticos.

Partes de los accidentes de tráfico con fauna implicada

Los datos empleados en el estudio se han obtenido a partir de los partes de accidente realizados por la Guardia Civil. El proceso mediante el cual éste queda registrado se inicia cuando un animal que invade la calzada es atropellado por un vehículo que circula por la misma y no puede evitar la colisión. El conductor o conductores implicados solicitan ayuda desde el mismo lugar del incidente, acudiendo entonces los agentes de la Guardia Civil, miembros pertenecientes a los Destacamentos de Tráfico o a la Guardia Rural dependiendo de



que el cuartel responsable de esa zona tenga o no un departamento de tráfico. Se levantará un atestado donde se recoge la información necesaria para la identificación y caracterización inequívoca del siniestro.

Se apuntan:

- Datos personales del conductor
- Matrícula, tipo y modelo de vehículo
- Denominación de la carretera
- Punto Kilométrico
- Fecha y día de la semana
- Hora
- Causas del accidente
- Existencia de heridos o daños materiales
- Especie'
- Características del trazado*
- Luminosidad*
- Condiciones meteorológicas*
- Breve descripción.

* No se toma siempre. En general los accidentes de gravedad poseen registros más completos

' Para colisiones con fauna

El contenido de estos partes se envía hasta las Comandancias de la Guardia Civil de las capitales provinciales donde se elabora una base de datos de periodicidad anual con los registros del conjunto de accidentes acaecidos en ese año en el conjunto del territorio provincial. Estas bases se envían mensualmente al investigador de seguridad vial de la Jefatura Provincial de la Dirección General de Tráfico (DGT) respectiva. Al final de cada periodo ambas instituciones elaboran un breve estudio de siniestralidad estadístico-descriptivo con objeto de identificar tanto causas como tramos conflictivos, siempre teniendo presente las tendencias temporales. Esto tiene por objeto permitir la toma de decisiones y la adopción de medidas adecuadas en materia de seguridad vial. A nivel supraprovincial los resúmenes estadísticos de cada año se envían a los centros regionales de la DGT y de éstos al centro nacional. Sin embargo, los datos «en bruto» no superan nunca el nivel administrativo provincial. Legislativamente toda esta información debe estar almacenada al menos durante cinco años.

Los datos sin elaborar se remiten igualmente tanto a los titulares responsables de cada vía: las Unidades Provinciales de Carreteras del Ministerio de Fomento, las Secciones de Conservación y Explotación de Carreteras de los Servicios Territoriales de la Consejería de Fomento de la Junta de Castilla y León, y las Diputaciones Provinciales.



Otro organismo que también toma parte en los atropellos de fauna es la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León y sus correspondientes Servicios Territoriales. Hasta la entrada en vigencia de la nueva legislación, la responsabilidad civil de los daños causados por la colisión recaía sobre el titular del coto del que hubiera salido el animal, o sobre la Junta si tenía lugar en una zona protegida. Por ello, desde la Consejería de Medio Ambiente comenzó a llevar un registro detallado a partir de la entrada en vigor de esta normativa sobre accidentes de tráfico con fauna implicada, pero sólo de aquellos con implicación de fauna cinegética, no con doméstica.

En resumen, hasta hace bien poco los datos de atropellos se encontraban especialmente dispersos ya que no existían organismos nacionales ni autonómicos que agruparan y dieran cierta homogeneidad al conjunto de datos provinciales. Los organismos e instituciones implicados utilizan distintos programas informáticos y diferentes formatos, recogiendo informaciones muy dispares tanto en contenido como en exhaustividad. Esto tiende a solucionarse en la actualidad con la incorporación de un nuevo sistema de gestión de la información en el segundo semestre del 2005, el Programa Arena, que ha permitido la centralización de todos los datos en un centro de recogida de la información dependiente de la DGT situado en Madrid.

A continuación se citarán todos aquellos organismos e instituciones que aportaron la información incluida en el presente trabajo:

- Comandancia de la Guardia Civil de Burgos. Subsector de Tráfico.
- Comandancia de la Guardia Civil de León. Subsector de Tráfico.
- Comandancia de la Guardia Civil de Palencia. Subsector de Tráfico.
- Comandancia de la Guardia Civil de Salamanca. Subsector de Tráfico.
- Comandancia de la Guardia Civil de Segovia. Subsector de Tráfico.
- Comandancia de la Guardia Civil de Valladolid. Subsector de Tráfico.
- Comandancia de la Guardia Civil de Zamora. Subsector de Tráfico.
- Jefatura Provincial de Tráfico de la DGT en Ávila.
- Jefatura Provincial de Tráfico de la DGT en Palencia.
- Jefatura Provincial de Tráfico de la DGT en Salamanca.
- Jefatura Provincial de Tráfico de la DGT en Soria.
- Jefatura Provincial de Tráfico de la DGT en Zamora.
- Servicios Centrales de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León en Valladolid. Sección de Caza y Pesca.
- Servicios Territoriales de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León en Zamora. Sección de Caza y Pesca.
- Servicios Territoriales de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León en León. Sección de Caza y Pesca.



- Servicios Territoriales de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León en Salamanca. Sección de Caza y Pesca.
- Servicios Territoriales de la Consejería de Fomento de la Junta de Castilla y León en Zamora. Sección de Conservación y Explotación de Carreteras.
- Servicios Territoriales de la Consejería de Fomento de la Junta de Castilla y León en León. Sección de Conservación y Explotación de Carreteras.
- Unidad Provincial de Carreteras del Ministerio de Fomento en Zamora.
- Observatorio Nacional de Seguridad Vial de la Dirección General de Tráfico, en Madrid.
- Comandancia General de la Guardia Civil de Tráfico en Madrid.

Todos los datos recopilados se almacenaron en una base de datos, empleando para ello el programa Microsoft Access 2007. En dicha base de datos, además de los atropellos se fue incorporando la información relativa a la red regional de aforos y las variables ambientales obtenidas a partir del sistema de información geográfica. También los datos sobre cultivos, espacios naturales y municipios.

IV.1. Parámetros relacionados con el volumen del tráfico

A nivel estatal, los estudios sobre los parámetros del tráfico en la red viaria se han publicado anualmente desde 1960, una compleja base de datos desde 1993, y en soporte informático (Cd-Rom) desde el año 2000, todo ello como resumen del Plan Nacional de Aforos. Desde 1984, año en el que se traspasaron plenamente parte de las competencias en la materia a las Comunidades Autónomas, éstas comenzaron a elaborar distintos informes de tráfico. A partir de 1990, se sistematizó la realización de Planes de Aforos similares a los que se lleva a cabo en la RCE, publicándose desde 1995 los datos sintetizados de tráfico en las Memorias del Ministerio de Fomento.

A su vez, la Dirección General de Carreteras e Infraestructuras de la Junta de Castilla y León, ante la necesidad de obtener una información real de la situación del tráfico en la Red Regional, puso en marcha en 1995 un Plan Regional de Aforos.

Cualquier programa de aforos posee como principal finalidad caracterizar y cuantificar la magnitud, distribución y características principales del tráfico existente en la red viaria, calculándose, entre otros, la intensidad media diaria (IMD) y la velocidad de circulación en los distintos tramos. Con tal fin se seleccionan una serie de puntos del conjunto de la red representativos de un tramo que se supone homogéneo y en el que existe una estación fija (estaciones permanentes, primarias o secundarias, según la duración de la toma de datos) o estación móvil (coberturas). Las permanentes se encuentran operativas los 365 días del



año, las primarias 42 (6 semanas en meses alternativos), las secundarias 12 (2 días laborables seguidos en meses alternativos), y las de cobertura 2 (2 días laborables de semestres distintos). Se recogen el número de días aforados que, en función de los días teóricos de aforo, permite determinar el porcentaje real de tiempo de aforo y un indicador del nivel de fiabilidad del dato.

Las estaciones fijas disponen de una doble espira embutida en el firme y conectada con un aparato registrador que detecta el número de vehículos que pasan, su velocidad y su longitud lo que permite diferenciarlos en vehículos ligeros (longitud <6 m) y vehículos pesados (longitud >6 m). Las de cobertura se ubican según se señala en el Plan Anual de Aforos y planos correspondientes mediante una goma que detecta el paso de vehículos y lo comunica a un equipo registrador. La distribución entre vehículos ligeros y pesados se efectúa aplicando los coeficientes L y S de dicha estación. Los modelos de aparatos empleados en la medición son el Traficomp I, el Traficomp III, el ADR-1000 o el ADR-2000, apoyados en un programa electrónico.

IV.2. Información cartográfica básica y temática en soporte digital

Cartografía básica

La información cartográfica digital sobre carreteras, cursos de agua, ferrocarril, infraestructuras hidráulicas, núcleos de población, términos municipales y edificaciones se obtuvo de la Base Cartográfica Numérica (BCN) elaborada por el Instituto Geográfico Nacional (IGN). La BCN se puede definir como un conjunto de datos, concebido y orientado para su carga en un SIG, que contiene toda la información relevante representada en la cartografía clásica del IGN a la misma escala. En concreto, se incluyeron las capas derivadas de la BCN200 que proceden de la información contenida en la serie de Mapas Provinciales a escala 1:200.000 del IGN. La primera versión data de 1992 y se actualiza cada año. Se considera que presentan una exactitud posicional de error menor a 20 metros. Más precisos resultan los datos extraídos de la BCN25 pero por su incompleta cobertura regional se rechazó su utilización.

Para la determinación de la altitud, pendiente y orientación de ladera de cada uno de los atropellos se empleó un Modelo Digital del Terreno (MDT), concretamente el MDT25 obtenido a partir de curvas de nivel y cotas del Mapa Topográfico Nacional a escala 1:25.000 del IGN. Se presenta en formato Grid, esto es, una malla regular cuadrada basada en un paso de 25 metros, en X, Y y en coordenadas UTM. El resultado es una matriz de puntos altimétricos, donde se conoce las coordenadas x e y del primer punto y las del



último, con lo que queda descrita toda la matriz y una coordenada z para cada punto que corresponde con la altura del mismo sobre el nivel del mar tomando como referencia el nivel medio del mar en Alicante. Presenta un error cuadrático medio menor a 3 metros.

Toda esta información fue facilitada por el Servicio Transfronterizo de Información geográfica (STIG) de la Universidad de Salamanca.

Usos de suelo

En cuanto a la clasificación de los usos de suelo se estudiaron varias posibilidades: Corine Land Cover, la cartografía de usos de suelo de la Junta de Castilla y León, el Mapa Forestal Nacional a escala 1:50000, y la reciente Cartografía de Hábitat Naturales basada en el método fitosociológico-sigmatista. Salvo en el capítulo dedicado a comparar las variables implicadas en las colisiones con varias especies de fauna silvestre y doméstica donde se ha empleado el Corine Land Cover, en el resto de capítulos se ha utilizado el Mapa Forestal nacional. Estos fueron los escogidos porque combinaban de forma adecuada la escala de trabajo con una cobertura completa y bastante homogénea para el conjunto regional.

El proyecto Usos de suelo CORINE (CORINE Land Cover), englobado del Programa CORINE de Coordinación de la Información Espacial del cual es responsable la Agencia Europea del Medio Ambiente, dentro tiene por objeto la creación de una base de datos europea a escala 1:100.000 sobre la ocupación del territorio. Se llevó a cabo por primera en 1990 para todo la unión mediante la utilización de imágenes del satélite Landsat TM5 en falso color. Con posterioridad se actualizó en el año 2000. Los diferentes usos de suelo aparecen jerarquizados en varios niveles que a su vez se subdividen en varias clases. En España se diferencian en la actualidad 5 niveles y 85 clases para el CLC2000 (64 en 1990).

En lo referente al Mapa Forestal de España, éste constituye la cartografía actualizada de referencia en cuanto a vegetación actualizada, a escala 1:50.000, y que se ha empleado como base para la elaboración del III Inventario Forestal Nacional. La superficie mínima cartografiable es de 2,5 ha. para el suelo forestal arbolado y de 6,25 ha. para el resto. Se ha realizado por medio de un proceso de fotointerpretación de los vuelos más reciente conseguido y posterior digitalización sobre ortofoto digital. Se presenta por provincias y, al igual que el Inventario Forestal Nacional, tiene una periodicidad de diez años, recorriendo una media de cinco provincias por año. La clasificación de los usos de suelo cuenta con 35 tipos estructurales. Dentro del uso forestal se incluyen las estructuras de vegetación y la densidad vegetal.



La información sobre el cultivo de maíz, áreas frecuentadas sobre todo por especies como el jabalí, fue aportada desde el Departamento de Estadística de la Consejería de Agricultura de la Junta de Castilla y León emplazado en los Servicios Centrales de Valladolid. Hace referencia al año 2004. No existe cartografía sobre la ubicación de los cultivos de maíz, entre otras cosas porque su emplazamiento varía cada año, aunque casi siempre se ubican en las vegas fluviales. La única información disponible es de carácter numérico y hace referencia al número de hectáreas de cultivo plantadas en cada término municipal. Para nuestro caso puede valernos como variable indirecta para tratar de probar la relación entre el jabalí y el maíz. Señalar que las cifras totales de hectáreas plantadas por municipio no suelen variar mucho de un año a otro y que, por término medio, han presentado una tenencia a incrementarse, a excepción del último año 2006.

IV.3. Software empleado y otros soportes informáticos

Los programas empleados para la gestión, tratamiento y estandarización de la información y posterior elaboración de la base de datos son el Excel 2007 y Access 2007. Como procesador de textos se ha empleado el Word 2003.

Sistemas de información geográfica

La elaboración del Sistema de Información Geográfica se ha llevado a cabo mediante los programas Arcview 3.2. y el ArcGis 9.2. Para todas las operaciones de tratamiento y manejo con capas de información vectorial, tales como unir, recortar, fusionar o disolver en base a un atributo, fue utilizada la extensión Geoprocessing Wizard para Arcview 3.2. Esta extensión incluye un conjunto de herramientas destinadas a la superposición de capas de información, la cual consta de diversas operaciones espaciales que facilitan tanto el análisis y representación de los datos existentes como la generación de nuevas capas procedentes de las anteriores. La extensión Spatial Analyst 1.0 fue la empleada para los trabajos de análisis espacial, en especial los relacionados con el emplazamiento de los atropellos según las variables del medio que le rodea. La obtención de las altitudes y pendientes se realizó mediante el Grid Analysis para Arcview 3.2 que permite la extracción de los valores de tales variables contenidos en el Modelo Digital del Terreno a la capa de atropellos.

En la elaboración de una capa de puntos distribuidos aleatoriamente por las vías de Castilla y León se empleó la herramienta de análisis Hawth. Ésta es una extensión de licencia libre para el ArcGis de Esri (concretamente ArcMap), diseñado específicamente para el desarrollo de funciones y análisis espaciales no incluidos de forma directa en el propio



programa GIS. Se trata de la última versión actualizada en Marzo del 2006. Incluye tres tipos de operaciones básicas, alguna de ellas orientada en exclusiva a estudios ecológicos.

También con el ArcGIS 9,1 y mediante la herramienta de análisis de densidad de puntos mediante la función de densidad de Kernel, se han realizado la cartografía relativa a la distribución espacial de los territorios regionales con mayor concentración de atropellos y la identificación de los tramos de especial conflictividad o puntos negros.

Análisis estadístico

A lo largo de la tesis se han empleado diferentes paquetes estadísticos, en parte fruto de las necesidades, en parte fruto del aprendizaje de nuevas destrezas. R proporciona una amplia gama de herramientas estadísticas y gráficas. Los paquetes estadísticos más empleados en esta tesis doctoral dentro del entorno del R son: “zelig” para regresiones logísticas con correcciones para eventos raros; “segmented” para la detección de umbrales; “kohonen” para la obtención de mapas auto-organizativos basados en las redes neuronales de kohonen; “MGCV” para los modelos generalizados aditivos.

La mayor parte de los análisis estadísticos descriptivos del primer capítulo de resultados se han llevado a cabo con el SPSS 12.0. También las regresiones logísticas destinadas a modelar las variables implicadas en la localización espacial de las colisiones. Para los análisis de correspondencias se ha empleado el XLSTAT. Los análisis canónicos de correspondencias se ejecutan por medio del programa CANOCO para Windows 4.5. Las representaciones gráficas de tales cálculos se han realizado con el programa CANODRAW para Windows.

IV.4. Realización del SIG sobre atropellos en la red viaria de Castilla y León

La capa de información geográfica que contiene la distribución espacial de los atropellos, cada uno de ellos representado por un punto, se realizó a través de la base de datos de partes de accidente y la capa de carreteras obtenida de la Base Cartográfica Numérica, tras una unión SQL y mediante la herramienta evento-ruta del ArcGis. Sucede que el programa es capaz de situar un punto dentro de una recta si conoce el valor numérico inicial y el final de la misma y la posición que ocuparía dicho punto en esa línea; en este caso, puntos kilométrico (pk) inicial y final de un tramo determinado y el pk donde ha tenido lugar el atropello. La identificación de las distintas carreteras de la red se ha realizado por su propia denominación. Señalar que se ha tenido en cuenta el cambio en el nombre de varias carreteras acaecido durante el período de estudio, ya sea por una reestructuración de la



red o por un cambio de titularidad de la vía. La mayor parte de las variaciones ha tenido lugar en la red regional de carreteras dependiente de la Junta de Castilla y León, aunque también se han producido variaciones en las nacionales y en las provinciales.

Se comprobó la correcta ubicación de los atropellos por ese procedimiento, tanto con la toma de puntos kilómetros en varias carreteras y posterior comprobación, como mediante el empleo de las capas vectoriales con los puntos kilométricos elaboradas tanto por el Junta como por el Ministerio.

A partir de esta capa de puntos, y con las extensiones y las capas de información de anteriormente citadas, mediante técnicas de análisis espacial se fueron obteniendo las variables que posteriormente se emplearon en el análisis multivariante. Esta nueva información, por ejemplo las distancias a diferentes manchas de hábitat, se incorporó a la base de datos en Access.

IV.5. Resumen de la metodología seguida en cada uno de los capítulos

A continuación se describirá brevemente la metodología de cada uno de los capítulos destinados a los resultados. La descripción completa de los pasos seguidos se realiza en cada capítulo.

El capítulo 1 es eminentemente descriptivo y en él se realiza una descripción de la situación actual y las tendencias recientes de la problemática en el contexto castellano-leonés. Para ello se han empleado los partes de accidente para el periodo 1999-2007. Se han obtenido distribuciones de frecuencias espaciales y temporales, periodogramas, tendencias..., tanto a nivel espacial como por provincias. También se obtuvieron los puntos negros de colisiones dentro de la red viaria de la región empleando densidades de kernel en el SIG. El software estadístico fue el SPSS 12.0. y para las densidades de puntos el ArcGIS 9.2.

En el capítulo 2 se estudió la relación entre las fases lunares y las colisiones con fauna. Se emplearon los partes de accidente para jabalí, corzo y ciervo localizados en Castilla y León para el periodo 2003-2007. A ellos, y para comprobar si se trata de un efecto más global, se añadieron los partes de colisión con ciervo de cola blanca en el Estado de Nueva York para el periodo 2005-2007. Sólo se trabajo con aquellos que tuvieron lugar durante la noche. Los datos astronómicos de inicio y fin de la noche, las fases de la luna y la intensidad lumínica cada hora se obtuvieron del United States Naval Observatory y del software Sun-Moon-Calendar elaborado por el Dr. Regener. Permite el cálculo de las fases lunares y de la actividad solar.



En el capítulo 3 se realizó un análisis comparativo de las variables espaciales involucradas en los atropellos de varias especies de fauna silvestre y doméstica. Para cada una de las especies se llevó a cabo una regresión logística previa consideración de las posibles autocorrelaciones. Los análisis canónicos que relacionan especies y variables ambientales y del tráfico se llevaron a cabo con el programa CANOCO. Los usos del suelo se extrajeron del CORINE land cover.

En el capítulo 4 se estudiaron los patrones espacio temporales de los atropellos de lobo. Se emplearon 82 registros de atropello. Se modelaron los parámetros de tráfico, paisajísticos, y antropogénicos que pueden explicar la distribución espacial de los mismos. Se emplearon regresiones logísticas para las modelizaciones. Debido al pequeño tamaño muestral fue necesario la incorporación de unas correcciones para eventos raros. Para ello se empleó el paquete “zelig” que opera en R. Los mejores modelos se seleccionaron con el criterio de información de Akaike y su poder predictivo mediante el área bajo la curva ROC. Se realizó un ANCOVA para comprobar la influencia real del vallado en la ocurrencia de atropellos.

En el capítulo 5 se definieron patrones de colisión para el jabalí. Estos patrones se crearon en base a las distintas variables del tráfico y paisajísticas involucradas en las colisiones. Se empleó para ello un mapa auto-organizativo de Kohonen que es un tipo de red neuronal basada en el aprendizaje competitivo. El software empleado fue el KOH, desarrollado por la Universidad Estatal de Groningen, Holanda. Una vez definidos los diferentes patrones, se modelaron las variables relaciones con cada uno de ellos mediante regresiones logísticas.

En el capítulo 6 se buscó la identificación de distancias umbral a hábitats clave a partir de las cuales el número de colisiones disminuye de forma drástica. Se emplearon dos escalas de trabajo: local, con distancia a bosque según el Mapa Forestal Nacional; regional, con distancia al borde de las asociaciones de tipos de paisaje recogidas en el Atlas de los Paisajes de España. La detección de umbrales se realizó por medio del paquete “segmented”, que opera dentro del software estadístico R.

En el capítulo 7 se evaluó la eficacia que tienen los modelos predictivos elaborados con unas determinadas especies de ungulados para identificar los puntos negros de atropellos en otra región diferente. Para ello empleamos las bases de datos de atropellos de Castilla y León y también la del Estado de Nueva York. Se modelaron las variables implicadas en las colisiones mediante modelos generalizados aditivos y la definición de patrones mediante mapas auto-organizativos. Los resultados de una zona se testaron en la otra. Los puntos negros fueron identificados mediante el programa SANET que permite el cálculo de densidades de kernel. Se empleó para los modelos generalizados aditivos el paquete “MGCV” y para el mapa auto-organizativo el paquete “Kohonen”, ambos programados en el entorno de R.



En el capítulo 8 se identificaron los factores relacionados con la gravedad de la colisión, expresada esta gravedad en forma de cuantía económica de los daños materiales y personales causados. Una compañía de seguros para cotos de caza con amplia cobertura en la región cedió los partes de accidente con el valor de los daños de cada colisión. Se llevó a cabo una modelización, tanto a nivel colisión como a nivel punto negro, de las variables (paisajísticas, del tráfico, y de la carretera y su entorno inmediato) usando modelos generalizados aditivos. Se empleó el paquete “MGCV”, que opera dentro del entorno estadístico R.

En el capítulo 9 se pretenden evaluar las posibilidades de los registros de colisiones para incrementar el conocimiento sobre la distribución de las especies involucradas en tales siniestros. Para ello se compararon las distribuciones de tres especies de ungulados obtenidas usando los partes de accidente con la distribución descrita en el *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*, ambas expresadas en una malla de cuadrículas UTM 10 x 10 km. Empleamos el análisis de Kruskal-Wallis y regresiones logísticas polinomiales para caracterizar las cuadrículas dónde las colisiones se habían detectado como más eficaces que otras técnicas de detección de presencias.

En el capítulo 10 se han empleado los partes de accidente de 6 especies de diferentes requerimientos ecológicos para testar la utilidad de estas bases de datos como fuentes de información para las modelizaciones de las áreas potenciales de distribución. Se evaluaron los efectos que el tamaño muestral, la autocorrelación espacial y el tipo de pseudo-ausencias tienen en el funcionamiento de los modelos. El software empleado en las modelizaciones es el MAXENT que es un programa basado en una distribución de Máxima Entropía para la modelización de la distribución geográfica de las especies.





"Dondequiera que pone el hombre la planta del pie pisa siempre cien senderos".

JOSÉ ORTEGA Y GASSET

V – Resultados



Resultados 1

Un viaje de mil millas comienza con el primer paso.

Lao-Tsé

***Situación actual y evolución reciente
de las colisiones de vehículos con fauna en Castilla y León.***

***Evolution, current situation and trends
in the wildlife-vehicle collisions in Castile and Leon***





Situación actual y evolución reciente

de las colisiones de vehículos con fauna en Castilla y León.

Colino-Rabanal, V.J., Lizana, M., Peris, S.J.

Área de Zoología. Departamento de Biología Animal, Parasitología, Ecología, Edafología y Química Agrícola. Universidad de Salamanca. Campus Miguel de Unamuno. 37007 Salamanca, Spain.

Resumen

[Castilla y León es la región española con una mayor incidencia de colisiones entre vehículos y animales (CVA). En este estudio se ha realizado una descripción de la situación y tendencias actuales de esta problemática en la comunidad. Para ello se ha empleado una base de datos que reúne las 24.754 CVA que se han registrado en forma de parte de accidente para el período 1999-2006. 40 especies han sido registradas, especialmente mamíferos, tanto silvestres como domésticos. El número de CVA ha experimentado un continuo crecimiento con un incremento anual medio del 17,87%. La especie más frecuentemente envuelta en las CVA es el jabalí (33,6%) seguido del corzo (30,1%). En cuanto a las domésticas, el perro (13,4%) y el ganado bovino (2,6%) fueron los más atropellados. Las provincias con una mayor incidencia de CVA son Burgos (con $711,6 \pm 188,4$ CVA anuales), seguido de Soria ($585,4 \pm 81,2$) y León ($503,7 \pm 265,8$). Las CVA se concentran durante los meses de celo y dispersión de juveniles. Resultan más numerosas durante el fin de semana por causa de un mayor tránsito de vehículos. También son más frecuentes durante las primeras horas de la noche y al amanecer cuando coincide todavía un considerable volumen de tráfico con una elevada actividad de ungulados. En el caso de las domésticas las variaciones temporales están más relacionadas con el tipo de manejo que de ellas se hace. Además, las CVA no se distribuyen al azar sino que tienden a concentrarse en puntos negros. En Castilla y León hemos identificado 151 puntos negros cuya longitud constituye el 1,27% de la red viaria y donde se concentran el 20,30% de las CVA. Toda esta información es necesaria para que tanto gestores ambientales como de la red de carreteras planifiquen los pasos a seguir para minimizar la siniestralidad.

Palabras clave: *colisiones vehículo-animal, patrones temporales, puntos negros, Castilla y León, distribución provincial*



Abstract

Castile and Leon is the region with the highest animal-vehicle collision (CVA) incidence. In this research we wanted to describe the present situation and trends of CVA in this region. For this purpose we used a 24,754 CVA dataset which gathered all CVA reported for the period 1999-2006. A total of 40 species were reported, mainly mammals. The number of CVA showed a continuous increase with an annual average increment of 17.87%. The wild boar was the species most commonly involved in the CVA (33.6%), followed by the roe deer (30.1%). In relation to livestock, the dogs (13.4%) and the cattle (2.6%) were the main groups killed on roads. The provinces with the highest CVA incidence were Burgos (with 711.6 ± 188.4 CVA annually), Soria (585.4 ± 81.2) and León (50.7 ± 265.8). The CVA tended to concentrate during the rut season and the juvenile dispersion. They were more frequent during the weekends because of the higher traffic volumes. They also were concentrated at dusk and the first hours of the night, and at dawn, when coincides still remarkable traffic volumes with high rates of animal activity. Temporal patterns in livestock CVA were more related to management practices. Moreover, CVA were not distributed at random but they tended to concentrate in hotspots. In Castile and Leon region we identified 151 hotspots which mean 1.27% of the road network and included 20.30% of the CVA. This information can enable environmental managers and road planners to better plan the most suitable actions in order to reduce and minimize the CVA problem.

Keywords: *animal-vehicle collisions, temporal patterns, Castile and Leon, hotspots, provincial distribution.*

V.1.1. Introducción

En Castilla y León el número de colisiones entre vehículos y animales (CVA) en los últimos años ha aumentado de forma considerable (Pulido 1999, Suarez 2001, Benito 2002, Peris *et al.* 2005), hasta el punto de constituir una de las principales amenazas para la seguridad vial. Estas CVA provocan cuantiosos daños materiales y en menor proporción, daños a nivel humano. Hasta la reciente modificación legislativa, el coste debía ser asumido por el titular de coto cinegético del que procediese el animal involucrado, lo que era un contiguo foco de tensiones entre el colectivo de cazadores y la administración. Aún más importante, las CVA, en áreas de especial concentración, deben sumarse a otros impactos que la fauna silvestre genera sobre las actividades humanas, por ejemplo: los daños a cultivos, y que, en su conjunto, pone en peligro la propia convivencia del hombre con su medio. Las CVA, junto a otro tipo de afecciones, pueden ser el origen de un cierto rechazo popular a



cualquier especie faunística y que puede desembocar en un incremento de la caza ilegal, fuegos provocados, etc.

Así, todo programa de seguridad vial presenta como uno de sus principales objetivos la identificación de tramos y elementos peligrosos en los que tienden a agruparse los accidentes de circulación. Será en estos puntos donde se optimice la adopción de medidas mitigadoras destinadas a reducir significativamente el número de CVA. Hablando en un sentido amplio y no restringiéndonos a aquellos en los que se ve implicada fauna de gran porte, la Dirección General de Tráfico, dentro del ámbito de la seguridad vial, denomina punto negro a aquel tramo, bien de una carretera (zona interurbana) o de una calle o vía urbana, en el que se producen varios accidentes de tráfico, no necesariamente con víctimas (es decir, que pueden ser accidentes con sólo daños materiales) y con total independencia de las intensidades de circulación, de la importancia o calificación de las vías y de las características de éstas. En la actualidad, y con carácter general, las Jefaturas Provinciales envían a la Unidad de Programas de Investigación de Accidentes una relación que contiene los datos de los accidentes producidos en estos puntos y tramos peligrosos. Con tal fin se difundió una circular bajo la denominación «Instrucciones para el estudio de los puntos de carretera donde se acumulan accidentes», en el que se establece que: «A los efectos de elaboración de las relaciones anuales se considera punto negro aquel en se produzcan tres o más accidentes a lo largo del año, incluso sólo con daños materiales. Se entiende que forma parte del mismo el espacio de 200 metros del entorno del punto de localización del primer accidente registrado». Dicha definición cuantitativa no sigue un criterio, sino que las cifras que se manejan resultan ciertamente arbitrarias. El problema reside en que se carece de una definición precisa del concepto de tramo peligroso o punto negro aceptada por una amplia mayoría, de tal forma que en la práctica totalidad de estudios, tanto de accidentes en general como de atropellos de fauna en particular, se definen los puntos negros en base a unos valores o índices de abundancia cuyo listón se define de manera arbitraria con anterioridad.

Relacionado con los atropellos de animales, ya en la década de los sesenta algunos investigadores hablan de la existencia de puntos negros en sus estudios de mortalidad de aves en carreteras (Finnis 1960, Hodson 1962). Otros autores hablan de “zonas de concentración del peligro” refiriéndose a tramos de 200-300 m. donde al menos acaecen 5 atropellos al año de especies peligrosas para el tráfico (Muller & Mognetti 1991). Una estimación para ungulados define punto negro como aquel en que se repiten más de 10 atropellos en 3 años (Desiré & Recorbet 1985). Ya dentro del ámbito español, en el proyecto de mortalidad de vertebrados por atropello en carretera realizado por el CODA se define punto negro como “aquel tramo de carretera donde los atropellos son muy superiores a la media” (esto es, deja patente el concepto relativo del término). La determinación de los tramos de concentración se realiza por medio de índices kilométricos



de abundancia que son exclusivos de cada especie, recomendándose los cálculos para longitudes superiores a los 200 metros y con una continuidad temporal de al menos 2 años (raramente serán menores de 100 metros y difícilmente se extenderán muchos kilómetros, debido fundamentalmente a discontinuidades en el hábitat) (PMVC 1992, PMVC 2003). En un estudio más reciente, realizado para la provincia de Soria (Malo *et al.* 2004), la identificación de los puntos negros se realizó por medio de una comparación entre los patrones de la distribución de atropellos y una disposición al azar, la cual se ajustaría a una distribución de Poisson a partir de la cual se obtuvo una probabilidad de atropello media que se situaba entre 0,1 y 2 para el 97,3% de los kilómetros. En base a los resultados se tomó como criterio tipificar como tramo peligroso aquel que presentaba un índice mayor a 3 CVA por km. En las Montañas Nevadas australianas el estudio de puntos negros se abordó mediante el empleo de la función de densidad de Kernel (Ramp *et al.* 2005). En resumen, el concepto de tramo peligroso, punto negro, franja de concentración de atropellos o de peligrosidad alta, es, en su esencia, relativo. Nos indica únicamente que en una determinada zona, de longitud variable, existe un mayor número de atropellos que en zonas adyacentes. No es lo mismo las 3 colisiones por kilómetro de cérvidos para Soria que los 32.000 vertebrados atropellados, la mayoría anfibios, en un tramo de vía de 3,6 km cerca del Lago Erie, en Canadá (Hels & Buchwald 2001).

Por otro lado, la frecuencia de las CVA varía a lo largo del año, de la semana y del día (Bruinderink & Hazebroek 1996). Los ritmos diarios, el uso del espacio, y los movimientos tanto cotidianos como estacionales, son características básicas del comportamiento y ecología de toda especie animal. Tanto los patrones básicos como el uso específico del espacio que ocupan vienen determinados por las interacciones ecológicas que los individuos de una especie mantienen con el medio ambiente en el que se desenvuelven, así como por las relaciones que mantienen con otros miembros de su propia especie. Estas interacciones incluyen tanto las fuentes de alimento que utilizan, como los depredadores o la presencia de otras especies competidoras. Cada individuo puede mostrar un modo particular de resolver estas interacciones, de forma que resulta difícil alcanzar una generalización que no se vea forzada a excluir muchos casos excepcionales.

En prácticamente todos los lugares, pero Castilla y León en especial, el uso del espacio se encuentra fuertemente afectado por las profundas transformaciones paisajísticas que el hombre ha realizado a lo largo de la historia. El estudio provincial de las CVA atiende más a razones administrativas que a biológico-ecológicas. En este caso se pretenden caracterizar las CVA en territorios delimitados por marcas administrativas que respondan al ámbito de trabajo de los organismos competentes en materia de tráfico y seguridad vial. Así, teniendo en cuenta la existencia de demarcaciones de carreteras dependientes del Ministerio de Fomento, delegaciones territoriales de la Consejería de Fomento de la Junta de Castilla y León, y sus homólogas en diputaciones y ayuntamientos, y con objeto de su posible



utilización para la toma de decisiones, se ha optado por emplear como unidad de estudio la provincia.

Para ello nos hemos apoyado en los sistemas de información geográfica, SIG, que son herramientas capaces de gestionar gran cantidad de datos cuya principal característica es la de estar integrados por información de tipo cartográfico (como un programa de diseño asistido por ordenador) pero, y aquí reside la clave de su importancia, asociada a una base de datos que contiene atributos no geográficos. Los SIG trabajan con datos georeferenciados por coordenadas espaciales. Como ventaja sustancial de esta herramienta frente a otros sistemas de información destaca la integración de la dimensión espacial para la comprensión de los resultados, lo que a menudo no puede lograrse sólo con las tablas estadísticas o con gráficas. Resultan, por tanto, útiles para relacionar el fenómeno estudiado con el área geográfica donde se obtienen los datos, facilitando así su comprensión. La aplicación de los SIG en zoología se encuentra cada día más generalizada y sus aplicaciones cubren un mayor número de campos. Los SIG ya se han empleado en los estudios de la ecología de carreteras. Su uso en la investigación de las CVA nos permite trabajar con modelos a escalas paisajísticas y regionales de una resolución suficiente como para permitir localizar en una determinada vía los puntos óptimos de ubicación de pasos de fauna en función de los corredores empleados por los animales en sus desplazamientos diarios (Servheen & Sandstrom 1993, Singleton & Lehmkuhl 1999, Clevenger *et al.* 2003). También para la identificación y cálculo, previa construcción de una infraestructura, de los corredores de mínimo impacto para reducir los efectos negativos de las nuevas carreteras (Unruh *et al.* 2001, Vía 2005). Otra opción explorada ha sido la identificación de los puntos negros o tramos de elevada concentración de CVA a partir de los datos recogidos en muestreos de campo o, para las especies de mayor porte a partir de los partes de accidentes redactados por las autoridades competentes en materia viaria. Con ello se puede elaborar cartografía temática de puntos negros y mapas de probabilidad de riesgo de CVA, distribución espacial de los mismos, etc. (Carey 2001). Además, los datos georeferenciados y los SIG son la base del análisis espacial e inferencia estadística de las variables que explican la ocurrencia de los atropellos a partir de información vectorializada o rasterizada del hábitat circundante, elementos de interés ecológico para las especies en cuestión, parámetros indicativos del grado de antropización del medio y medidas relacionadas con el tráfico y las características propias de la infraestructura (Malo *et al.* 2004, Seiler 2005).

En este estudio de carácter descriptivo se realiza un resumen de las especies implicadas y la evolución temporal de las CVA en el conjunto de la región de Castilla y León con objeto de valorar la situación en la comunidad autónoma. Posteriormente, se lleva a cabo un estudio por especie considerada de forma individual, diferenciando especies silvestres y domésticas, evaluando la evolución, la estacionalidad y la distribución provincial de los



accidentes en los que se ven involucradas. También se tratarán los diferentes escenarios provinciales, cuyas características difieren en función de la composición específica de los siniestros. Además, a partir del SIG generado se han identificado los tramos de especial concentración de AVC y se ha elaborado cartografía temática sobre la materia dentro del ámbito de estudio de Castilla y León.

V.1.2. Metodología

Con objeto de tener una mayor perspectiva global de la situación y de la tendencia general de la problemática en la región se han empleado los datos de CVA para el periodo 1999-2006. Los registros para el período 1999-2001 han sido facilitados por los organismos competentes en forma de tablas resumen por meses y especies, por lo que no se dispone de la información disgregada en partes de accidente y por tanto no se han introducido en el SIG.

Dentro del estudio de la evolución temporal de las CVA se han empleado periodogramas que facilitan la búsqueda de ciertos ciclos que pudieran mantenerse en el tiempo. Para evaluar la significación estadística de las variaciones espacio-temporales en las CVA se ha empleado las pruebas de chi-cuadrado y de Kruskal-Wallis para k muestras independientes. El software empleado fue SPSS.12.0. Los análisis de correspondencias para explorar las relaciones entre provincias y especies, y entre éstas y los meses del año se han realizado con el XLSTAT.

La metodología empleada para la puesta a punto del SIG con toda la información obtenida sobre atropellos de fauna en Castilla y León se describe detalladamente en la metodología. Aquí se darán unos esbozos a modo de recordatorio. A partir de la capa vectorial de accidentes, y empleando como base el Modelo Digital del Terreno (MDT) para la Comunidad Autónoma, se expresa gráficamente la distribución espacial de las colisiones con las especies que cuentan con un mayor número de registros. Los softwares utilizados en la elaboración del SIG son el ARCview 3.2 y la versión más actualizada ARCGIS 9.1. A estos programas se les ha añadido un conjunto de extensión que posibilitan nuevas aplicaciones.

Para los mapas de densidad o concentración de atropellos se ha empleado un análisis de densidad de puntos mediante la función de densidad de Kernel. En ella, los datos están sopesados, es decir, se da más importancia a los datos alrededor de cierto valor y menor a medida que nos alejamos de éste, de tal manera que se aplica mayor peso a los datos próximos al punto del percentil y menor a medida que nos alejamos. Posteriormente se agrupan los valores en cinco intervalos mediante una clasificación basada en la extracción



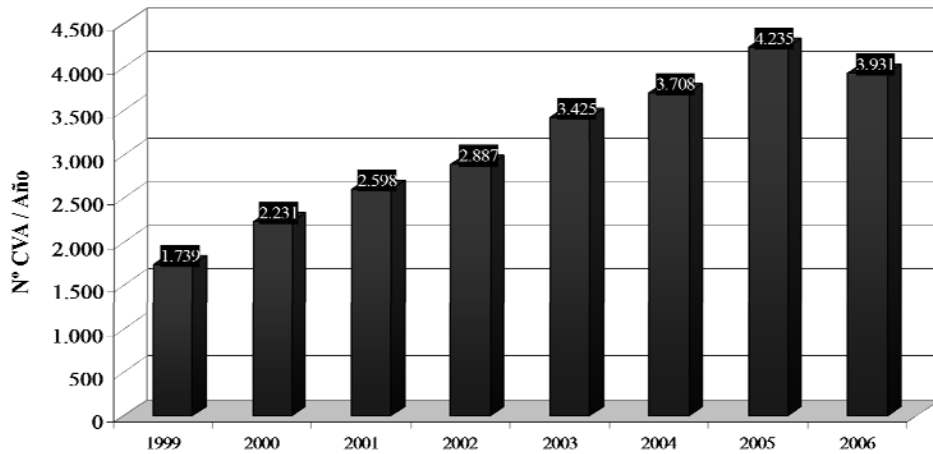
de puntos de rupturas naturales. Dicha clasificación es el resultado de la aplicación del algoritmo de Jenks. Se ha optado por ésta puesto que busca la mejor agrupación de valores similares, maximizando así las diferencias entre las diferentes clases. Los registros se reúnen en clases de tal forma que sus divisiones se establecen en aquellos puntos donde se encuentren considerables “saltos” en los valores. Esta metodología empleada para la determinación de las zonas de mayor concentración de atropellos y los puntos negros existentes en la red de carreteras de la región es similar a la empleada para el estudio de la mortalidad de vertebrados por atropello en las Montañas Rocosas australianas (Ramp *et al.* 2005).

V.1.3. Resultados

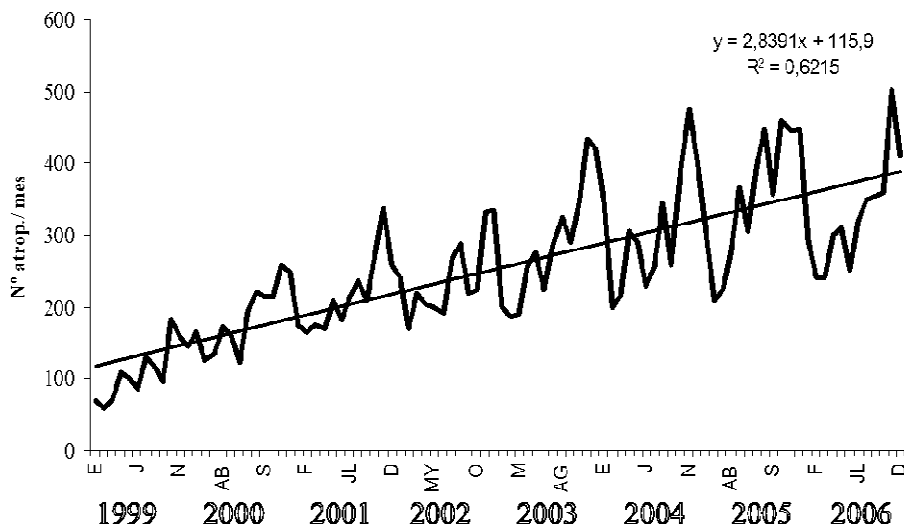
Evolución temporal

De acuerdo a los datos obtenidos de los diferentes organismos oficiales con algún tipo de implicación en esta tipología de siniestros: Guardia Civil de Tráfico, Dirección General de Tráfico, Consejerías de Fomento y Medio Ambiente, o Unidades de Carreteras del Ministerio de Obras Públicas, el número de CVA en el período 1999-2006 es de 24.754.

El número total de CVA anuales con fauna ha experimentado, en términos generales, un continuo y considerable aumento para el intervalo temporal 1999-2006 (*Figura 17*). En este período la evolución se ajusta en buena medida a un modelo lineal de crecimiento ($R^2=0,96$, $p < 0.01$) pasándose de los 1.739 CVA en 1999 hasta un máximo de 4.235 en el año 2005 lo que supone un incremento anual medio del 17,87% y un incremento máximo para el año 2000 con un 28,29%. Dicha tendencia al alza se ha invertido para el 2006 (3.931 colisiones), convirtiéndose así en el único año de la serie en el que se ha producido un descenso respecto del anterior, en concreto un 7,18%.

**Figura 17.** Evolución anual del número de CVA en Castilla y León para el período 1998-2006

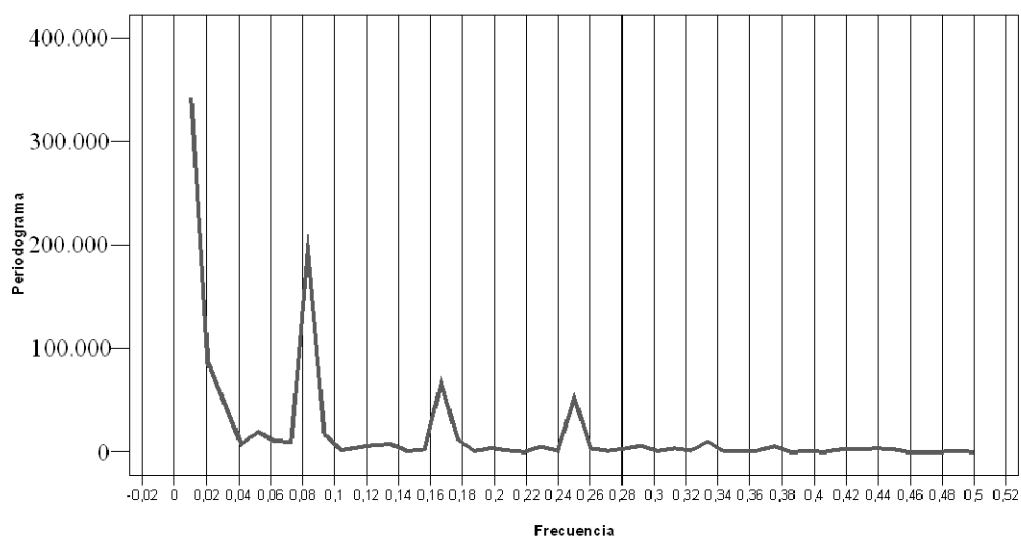
La evolución mensual de CVA para el período 1999-2006, *figura 18*, (para 1998 sólo se dispone del número total de CVA) muestra también un incremento severo de la siniestralidad, pero ya apunta a la existencia de importantes variaciones estacionales. Esto es, las CVA no se reparten de manera uniforme durante todos los meses del año sino que se concentran en periodos determinados. A medida que aumenta el número anual de CVA, las diferencias absolutas entre los meses de máxima y mínima incidencia de CVA tienden a crecer. Sin embargo, la proporción entre las mismas tiende a mantenerse. Así, el máximo de CVA para un único mes supera anualmente en $2,015 \pm 0,248$ veces al mínimo.

Figura 18. Evolución mensual del número de CVA en Castilla y León para el período 1999-2006



El diagrama de frecuencias representado en la *figura 19*, presenta picos para los valores de 0,083; 0,166; y 0,249 que responden a una estacionalidad anual (los datos introducidos en el análisis se refieren al total de CVA mensuales). No obstante, es lógico que la identificación de un ciclo anual resulte compleja, máxime cuando se cuenta con una considerable heterogeneidad de la muestra, con varias especies implicadas, que además presentan importantes diferencias cuantitativas, y con distintos períodos de máxima concentración de CVA.

Figura 19. Periodograma de frecuencias para las CVA en Castilla y León para el período 1999-2006



Especies implicadas

El número de especies que se han visto implicadas en alguna CVA registrada por la Guardia Civil parte en el período 2002-2006 para el conjunto de Castilla y León ha sido de 40 (*Tabla 8*), 22 de mamíferos (15 silvestres y 7 domésticos) y 12 de aves. En la gran mayoría de casos, el animal es un mamífero de mediano o gran tamaño, generalmente salvaje. El resto se corresponde con aves, también de porte considerable.



Tabla 8. Listado de especies recogidas en partes de CVA en Castilla y León para el período 1999-2006

<u>Mamíferos</u>	<u>Aves</u>
<i>Bos taurus</i>	<i>Ciconia ciconia</i>
<i>Canis familiaris</i>	<i>Tyto alba</i>
<i>Canis lupus</i>	<i>Athene noctua</i>
<i>Capra hircus</i>	<i>Anas platyrhynchos</i>
<i>Capra pirenaica</i>	<i>Alectoris rufa</i>
<i>Capreolus capreolus</i>	<i>Buteo buteo</i>
<i>Cervus elaphus</i>	<i>Milvus milvus</i>
<i>Equus caballus</i>	<i>Gyps fulvus</i>
<i>Dama dama</i>	<i>Otis tarda</i>
<i>Felis silvestres*</i>	<i>Bubo bubo</i>
<i>Felis domesticus*</i>	<i>Ardea cinerea</i>
<i>Lepus granatensis</i>	<i>Columba livia</i>
<i>Lutra lutra</i>	
<i>Martes foina</i>	
<i>Meles meles</i>	
<i>Mustela vison</i>	
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	
<i>Ovis familiaris</i>	
<i>Rupicapra pirenaica</i>	
<i>Sus scrofa</i>	
<i>Vison vison</i>	
<i>Vulpes vulpes</i>	

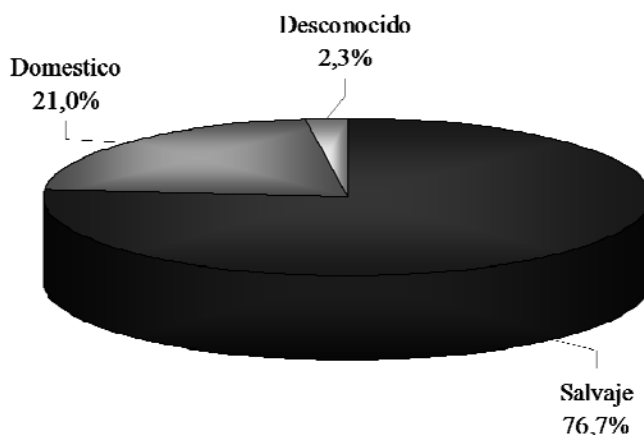
*dada la similitud entre ambos convendría mejor hablar de *Felis* sp.

Si desglosamos el número total de CVA en función del carácter doméstico o salvaje de la especie implicada (*Figura 20*) vemos que la mayor parte de los mismos se deben a animales salvajes (media del 76,3% del total), siendo las colisiones con domésticos menos frecuentes



(media de 21,0%). No se conoce la identidad de la especie en un 2,3% de los casos. Respecto a esto último, y a la vista de los datos provinciales facilitados para el estudio, parece que las imprecisiones en los registros tienden a producirse en aquellos lugares donde este tipo de incidentes resultan fenómenos aislados y puntuales. En estas zonas el grado de detalle de la información recogida en el parte elaborado por los agentes de tráfico resulta menor. En estos casos sólo se incluye una breve referencia a la causa de accidente bajo la denominación genérica de “animal”.

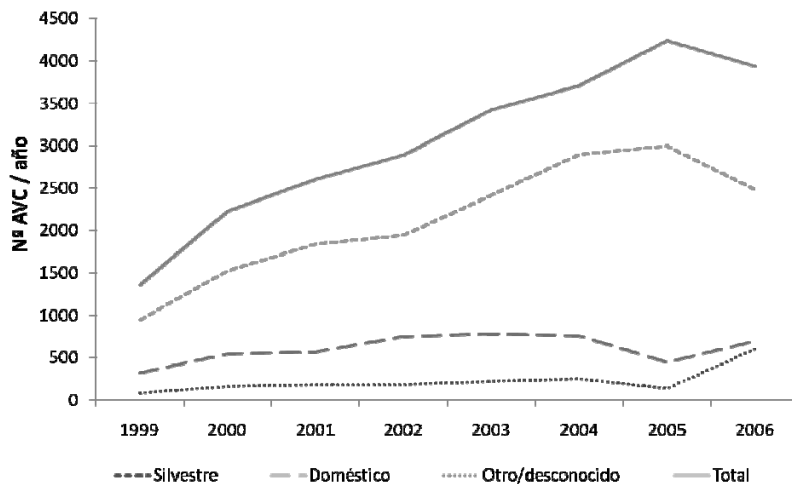
Figura 20. Distribución de los atropellos de fauna en Castilla y León para el período 1999-2006 según se deban a fauna salvaje o doméstica



Partiendo de la distribución anterior resulta lógico comprender que la evolución anual del total de CVA se encuentre íntimamente relacionada con la siniestralidad con salvaje. El análisis de la correlación entre todas las posibles combinaciones de los grupos Salvaje, Doméstico, Desconocido y Total mediante el coeficiente de correlación lineal de Pearson corrobora lo planteado ya que se observa una relación altamente significativa entre CVA de Silvestres y el Total ($R^2=0,95$). En menor medida también entre el Total con Desconocido ($R^2=0,41$). Los accidentes con animales domésticos no se correlacionan con ningún otro grupo (Figura 21).



Figura 21. Evolución temporal de los atropellos según el grupo considerado y matriz de similitudes entre los diferentes grupos

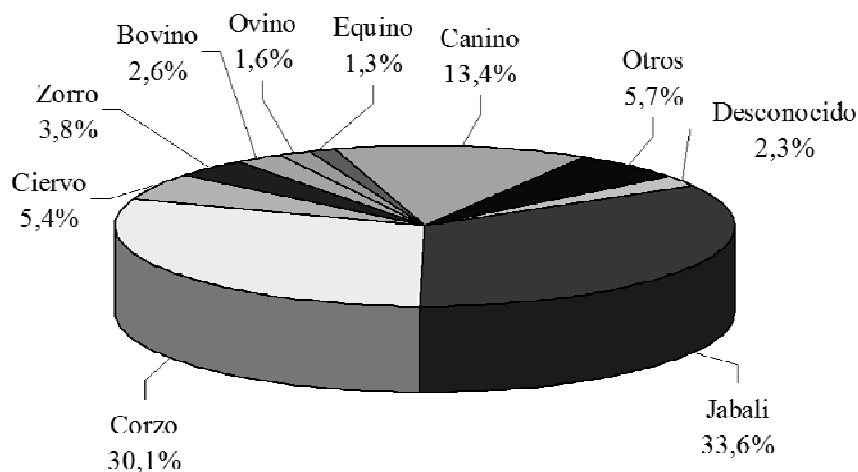


	Salvaje	Doméstico	Desconocido	Total
Salvaje	1	0,07	0,2	0,95
Doméstico		1	0,35	0,05
Desconocido			1	0,41
Total				1

En cuanto a la distribución por especies, destacan el jabalí *Sus scrofa* como protagonista de 33,6% y el corzo *Capreolus capreolus* con participación en el 30,1% de los accidentes (Figura 22). El perro *Canis familiaris* aparecería como la tercera especie más atropellada y la primera doméstica con un 13,4%. Luego vendrían otras dos silvestres, el ciervo *Cervus elaphus* y zorro *Vulpes vulpes* con una implicación del 5,4% y un 3,8% respectivamente. Con una menor contribución el resto de los principales grupos de fauna ganadera, bovino con un 2,6%, ovino con un 1,6%, y equino con un 1,3%. Se ha considerado para esta primera clasificación un grupo heterogéneo bajo la denominación de “otros” que agruparía a mamíferos de tamaño medio cuyo atropello presenta una menor probabilidad de quedar reflejado en forma de parte de accidente. Como ya se ha comentado con anterioridad, se desconoce la especie involucrada en el 2,3% de los casos. Existen importantes diferencias provinciales que se verán más adelante.



Figura 22. Distribución de los atropellos de fauna en Castilla y León según la especie involucrada



Variaciones diarias y estacionales

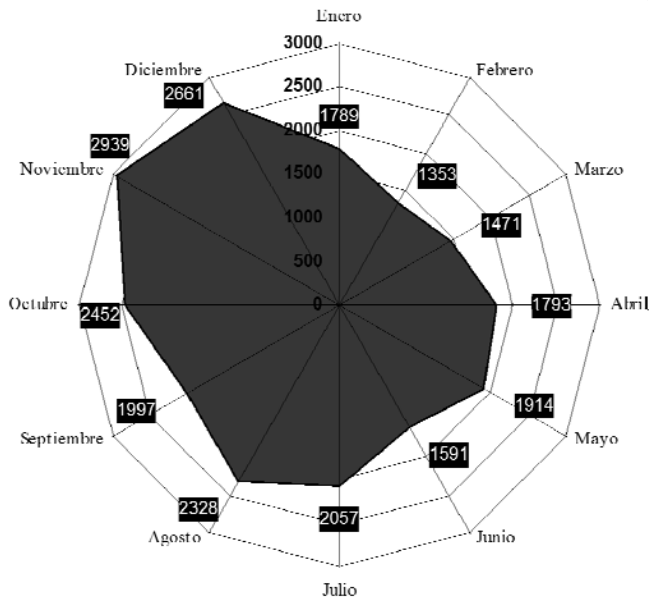
Distribución mensual

La incidencia de CVA no es constante a lo largo del año sino que existen determinados períodos en los cuales se produce una mayor siniestralidad ($\chi^2=28,415$, g.l.=11, $p=0,03$) (Figura 23). Relativizando al número de días que tiene cada mes, el máximo se alcanza en Noviembre con un total de 2939 atropellos desde 1999 a 2006 lo que supone por término medio un 12,2% del conjunto anual, casi cuatro puntos por encima de lo que le correspondería a un distribución homogénea a lo largo de los 12 meses. Más allá de Noviembre, superiores a 8,33%, cantidad que nos indicaría ausencia de diferencias estacionales, también estarían Diciembre con 2691 (10,75%) en ese mismo intervalo, Octubre con 2452 (9,89%) y Agosto con 2328 (9,39%). Todos los demás se encuentran situados por debajo de la media. Por tanto, estas CVA tienden a concentrarse en el período otoñal, pero también existen otros dos máximos relativos con tasas superiores a los meses contiguos. Uno de ellos es primaveral, en los meses de Abril (7,47%) y Mayo (7,72%), y el otro en verano, con Julio (8,29%) y Agosto. En invierno los accidentes disminuyen con un mínimo en Febrero (6,04%) y Marzo (5,95%). En Enero (7,21%) disminuye de forma considerable respecto a la etapa otoñal. Otros mínimos relativos en Junio (6,65%), y Septiembre (8,32%). Posteriormente se profundizará en los factores que afectan a la estacionalidad, pero conviene adelantar que se vinculan con determinadas etapas



biológicas de las especies más atropelladas, periodos de molestias en el monte y variaciones temporales en la intensidad de tráfico.

Figura 23. Incidencia mensual de los atropellos de fauna en Castilla y León para el período 1999-2006



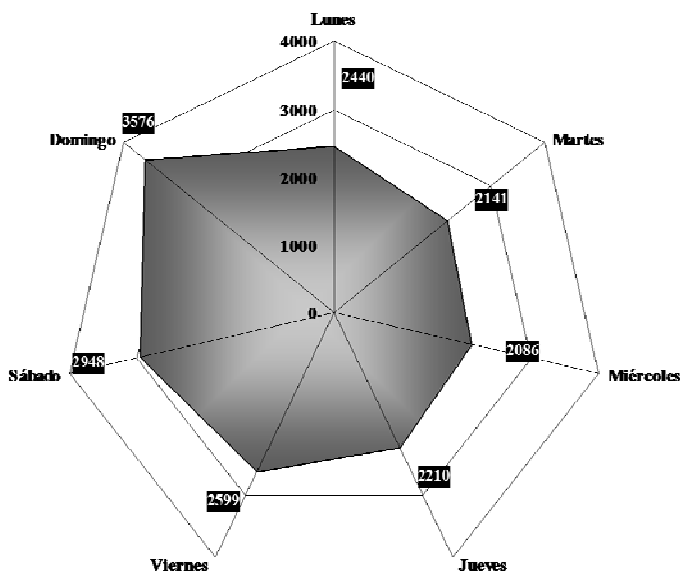
Distribución semanal

En cuanto a la frecuencia diaria, las CVA no se distribuyen de manera constante a lo largo de la semana sino que se registran diferencias significativas ($\chi^2=36,660$ g.l.=6, $p<0,01$) con una clara acumulación durante el fin de semana (*Figura 24*). Evidentemente, aquí la mayor intensidad circulatoria en áreas alejadas de los núcleos urbanos aparece como el factor determinante en la diferente incidencia de accidentes, ya que la actividad de los animales no varía entre los distintos días de la semana. Las jornadas de mayor siniestralidad son los domingos (19,87%), seguidos de los sábados (16,38%) y los viernes (14,38%). En este día ya hay un incremento del volumen de tráfico con desplazamientos hacia los destinos de ocio y recreo del fin de semana. También se aprecia una incidencia significativamente superior en los lunes (13,55%) respecto al resto de días laborables, quizás debido a que los siniestros ocurridos en la noche del domingo al lunes, a partir de las 24:00 horas, se adscriben a este último día. En cuanto al resto de días, la tasa para los jueves (12,28%) es ligeramente mayor que para los martes (11,89%) y los miércoles (11,59%). Es posible que se deba a la incidencia de la actividad cinegética puesto que son los jueves, junto a sábados, domingos



y festivos, los días hábiles para la caza en Castilla y León. Las molestias causadas por la actividad cinegética generan un estado de excitación en la fauna que puede aumentar las posibilidades de atropello en ese mismo día o en sucesivos cuando los animales vuelven a su territorio original

Figura 24. Distribución semanal de los atropellos en Castilla y León para el período 2002-2006



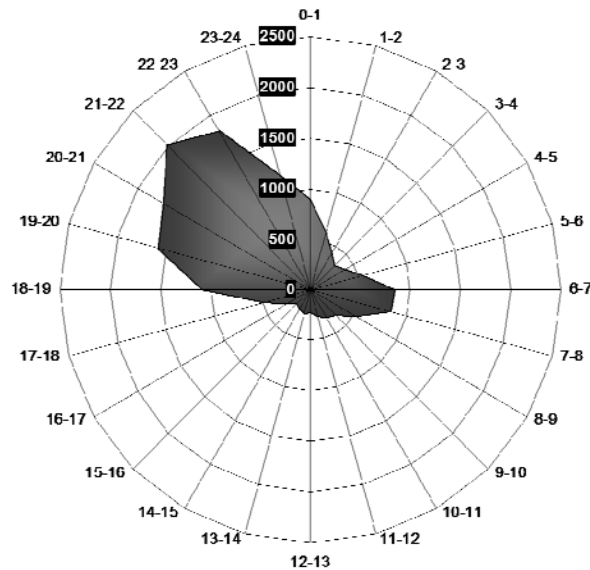
Distribución horaria

También existen diferencias estadísticamente significativas ($\chi^2=110,55$ g.l.=23, $p<0,01$) respecto al momento del día en que las CVA resultan más frecuentes (Figura 25). En este caso, la acumulación durante un determinado tramo horario resulta muy clara y marcada puesto que la mayoría sucede al atardecer y las primeras horas de la noche, concretamente el 41,13% en un tramo de 4 horas comprendido entre las 19:00 y las 23:00, un 59,40% entre las 18:00 y la 1:00, esto es, en poco más de un cuarto del día tienen lugar el 60% de los accidentes. En estas horas coincide una mayor actividad de las especies implicadas con una todavía importante intensidad de circulación. El tramo horario de una hora de amplitud con mayor siniestralidad es el incluido entre las 21:00 y las 22:00, con un 11,75% del total. También es elevado para las 19:00-20:00 (9,07%), 20:00-21:00 (9,80%) y 22:00-23:00 (10,71%). A partir de este momento el número de CVA por hora tiende a reducirse principalmente porque el volumen de tráfico disminuye de forma considerable. Existe un mínimo relativo para el intervalo 3:00-4:00 (1,92%) y a partir de él se produce de nuevo un incremento continuo de las tasas de atropello hasta un segundo máximo, este relativo, en



torno al amanecer (un 4,87% entre 6:00 y 7:00) debido al aumento de la intensidad de vehículos y un nuevo repunte en la actividad animal. Con el día ya bien entrado los atropellos disminuyen hasta un mínimo absoluto entre las 15:00 y las 16:00 (1,06%) puesto que, a pesar de la elevada intensidad de tráfico, los bajos niveles de actividad que presentan las especies a estas horas arrojan unas cifras de CVA bajas.

Figura 25. Distribución horaria de los atropellos de fauna en Castilla y León para el período 2002-2006

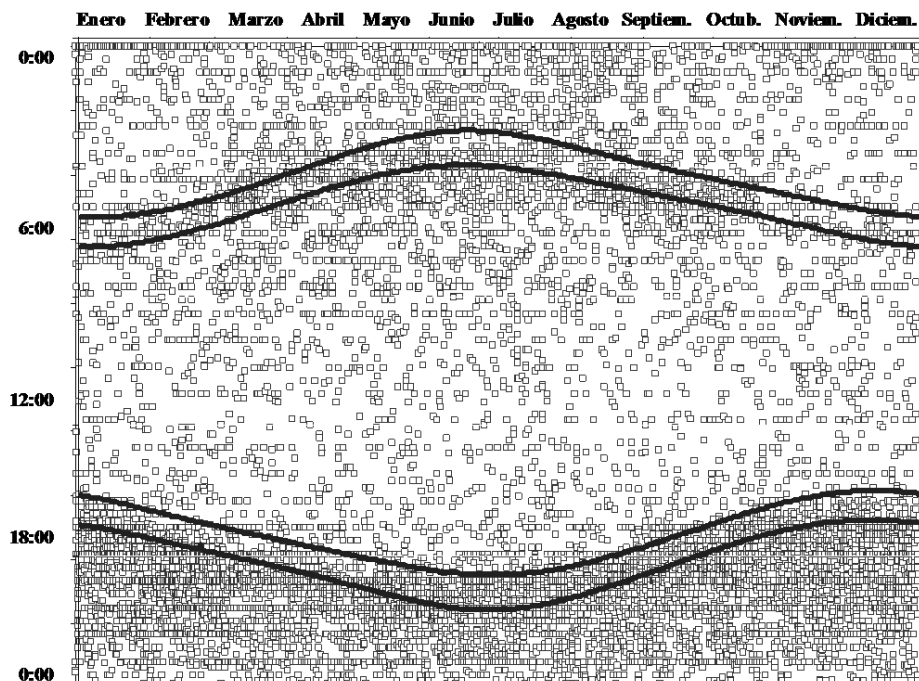


Así, la luz presenta una estrecha vinculación con las CVA ya que, por un lado influye en los patrones de actividad circadianos de las especies, y, por otro, es uno de los factores que interviene en el grado de visibilidad del conductor. Éste está directamente relacionado con la capacidad de reacción ante la irrupción súbita de un animal en la calzada. La *figura 26* muestra las CVA en función de la fecha y hora en la que se produjeron y se relaciona, sin considerar otras variables que afectan a la visibilidad como las condiciones meteorológicas, con la cantidad de luz. Las curvas del gráfico representan (de arriba hacia abajo) el fin de la noche, la salida del sol, la puesta de sol y el inicio de la noche. Se observa una gran concentración de atropellos desde la puesta de sol al atardecer, coincidiendo con el inicio de la actividad de la fauna y en un tramo horario en el que la intensidad de tráfico todavía es elevada. Esta situación se prolonga hasta la medianoche. Durante la madrugada el número de accidentes baja, quizá por un descenso de la actividad pero probablemente por la escasa circulación de vehículos. Al amanecer es visible un repunte coincidiendo con un ascenso de la actividad y del tráfico. Esto es común a todos los meses del año, independientemente de la duración del día y de la noche. Así la mayor concentración de



densidad de puntos de la figura sigue las curvas trazadas para indicar el amanecer y el atardecer. En verano, cuando la duración de la noche es más corta, un buen número de atropellos tiene lugar hasta varias horas después de la salida del sol.

Figura 26. Distribución horaria de los atropellos de fauna en Castilla y León según momento del año y en relación a la salida y puesta de sol



En definitiva, se aprecia por tanto que los accidentes tienden a concentrarse en unas determinadas horas y días de la semana y además son más frecuentes en determinadas épocas del año que en otras. Así, por término medio, un conductor que circule en el mes de noviembre entre las 21:00 y las 22:00 horas tendrá una probabilidad muy superior de sufrir una colisión con un animal que haya invadido la calzada que otro que lo haga en marzo entre las 15:00 y las 16:00. Se han tomado aquí dos posiciones extremas.

Caracterización de los atropellos de fauna silvestre en Castilla y León

Especies implicadas

De acuerdo a los partes de accidente realizados por la Guardia Civil de Tráfico, entre enero de 2002 y diciembre de 2006 se registraron en Castilla y León un total de 13.212 CVA. Los mamíferos aparecen, con mucho, como el principal grupo involucrado en este tipo de



siniestros. El jabalí es la especie protagonista con mayor frecuencia con 5.794 ($1.119,67 \pm 137,97$ CVA/año) accidentes, seguido de cerca del corzo con 5.254 ($1.050,80 \pm 227,07$ CVA/año), y ya más alejados el ciervo con 935 ($187,00 \pm 10,53$ CVA/año) y el zorro con 661 ($132,20 \pm 33,51$ CVA/año). Otras especies de interés registradas son el lobo con 54 atropellos y el tejón con 67. Además, con un carácter puntual se han cuantificado 134 liebres *Lepus granatensis*, 10 conejos *Oryctolagus cuniculus*, 7 gamos *Dama dama*, 5 gatos monteses *Felis sylvestris*, 3 nutrias *Lutra lutra*, 2 turones *Mustela putorius*, 2 rebecos *Rupicapra pyrenaica*, 1 cabra montés *Capra pyrenaica*, 1 comadreja *Mustela nivalis* y 1 garduña *Martes foina*. En estos últimos, el número real de individuos atropellados será con seguridad superior a los indicados, puesto que, como se ha comentado con anterioridad, cuanto menor es el tamaño corporal, menor la probabilidad de provocar daños en el vehículo y por tanto la de quedar registrado.

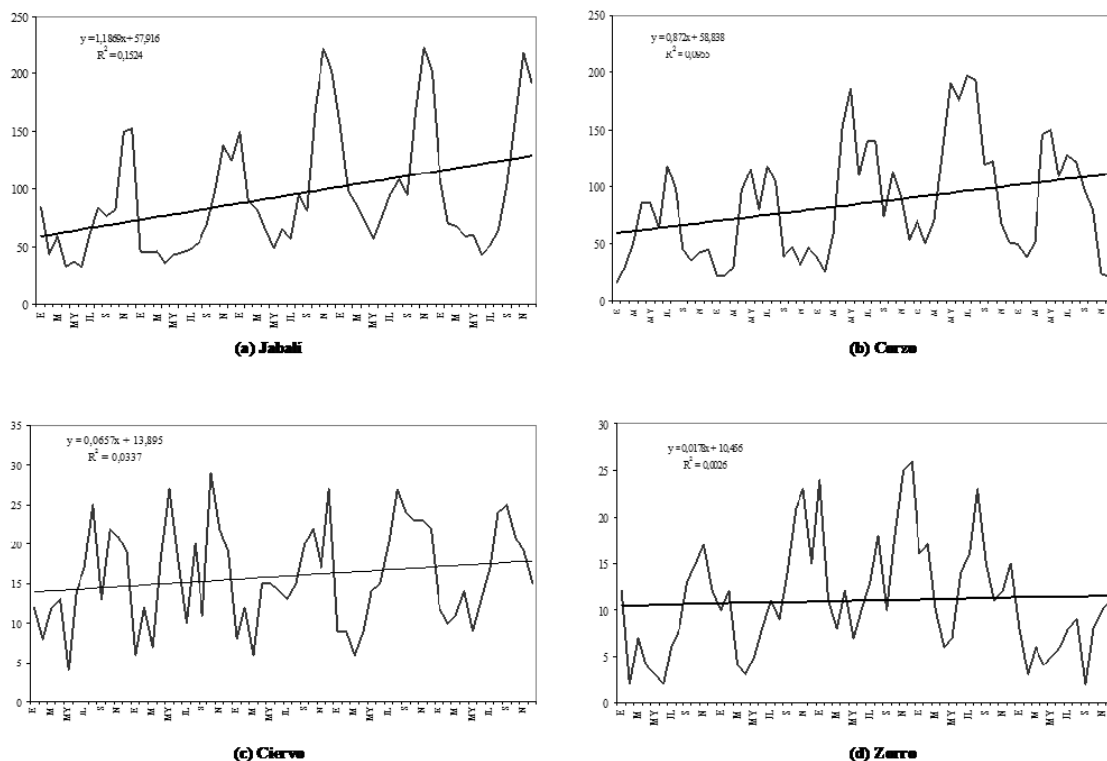
Algo similar ocurre con el caso de las aves, ya que el número de CVA no registrados supera, seguramente con una diferencia considerable. Además la concreción del parte de tráfico suele resultar menor, siendo con frecuencia englobados todos los taxones bajo la denominación genérica de “aves”, “rapaz” ó “águila. Esto sucede en 208 ocasiones en el primer caso, 7 en el segundo y 16 en el tercero. En cuanto a aquellos en las que si vienen citadas se tienen 20 perdices *Alectorix rufa*, 10 azulones *Anas platyrhynchos*, 7 cigüeñas comunes *Ciconia ciconia*, 3 lechuzas *Tyto alba*, 3 faisanes *Phasianus colchicus*, 2 mochuelos *Athene noctua*, 2 búhos reales *Bubo bubo*, 1 garza real *Ardea cinerea*, 1 con palomas *Columba sp.* y 1 avutarda *Otis tarda*.

Evolución temporal

La *figura 27* recoge la evolución mensual de las cuatro principales especies silvestres atropelladas. Las CVA con jabalí y corzo se han ido incrementando, en términos absolutos y de forma progresiva, durante el período de tiempo considerado. De acuerdo a la pendiente de la recta de ajuste obtenida, dicho incremento ha sido más acusado para el jabalí ($\beta = 1,186$) que para el corzo ($\beta = 0,872$). En cuanto a los atropellos de ciervo, su número ha crecido, aunque, en comparación con las dos anteriores, levemente ($\beta = 0,066$). Los de zorro tienden a mantenerse más o menos constantes, con una recta de ajuste casi paralela al eje de abscisas ($\beta = 0,018$).



Figura 27. Evolución mensual de las cuatro especies silvestres más atropelladas en Castilla y León para el periodo 2002-2006. Se muestra el ajuste de la recta de regresión calculada para cada caso.

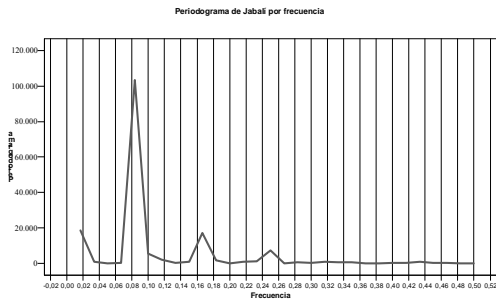


De acuerdo a los periodogramas de frecuencias relativas de la *figura 28*, se obtiene un pico principal para las proximidades del 0,083. Como los datos introducidos se agrupan en intervalos de un mes de amplitud, dividimos la unidad entre 12 partes (los meses) y obtenemos un valor de 0,0833 que coincide con el punto para el cual hemos obtenido el pico. Esto implica que existe un ciclo que se repite cada 12 meses, es decir, un ciclo anual. Parece que cuanto mayor es el tamaño de muestra, caso de jabalí y corzo, dicho ciclo se observa con una mayor nitidez. Hay unos picos secundarios, de menor entidad, que responden a los valores indicativos de ciclos bianuales o trianuales y que se vincularían con las propias fluctuaciones en el número total de atropellos por año. En el ciervo también se identifica tal pico aunque, con posterioridad, presenta mayores irregularidades que las dos anteriores. El bajo tamaño de muestra para tejón y lobo explicaría por qué los periodogramas de ambos presentan tantas irregularidades. En el caso del lobo sí resulta observable cierta estacionalidad anual (pico para el 0,0833), pero no para el tejón. Lo más probable es que si el número de registros fuera mayor, el diagrama espectral respondería a un ciclo anual. El zorro difiere del resto puesto que, aunque registra el pico propio de una estacionalidad anual, la línea del gráfico comienza en valores de frecuencias relativas

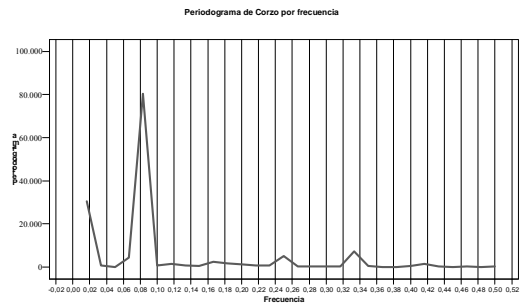


elevados (a diferencia de los ungulados) lo que indica una mayor dispersión temporal de los atropellos y no tan regida por los ciclos biológicos.

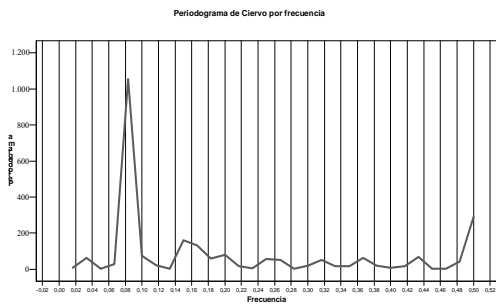
Figura 28. Periodogramas de frecuencias para las especies silvestres estudiadas



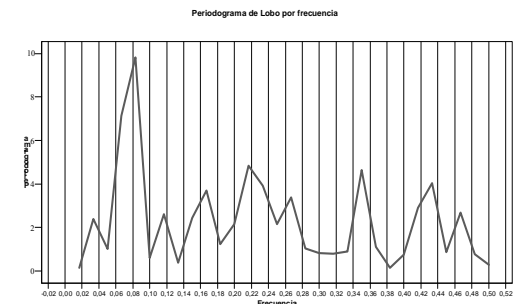
(a) Jabalí



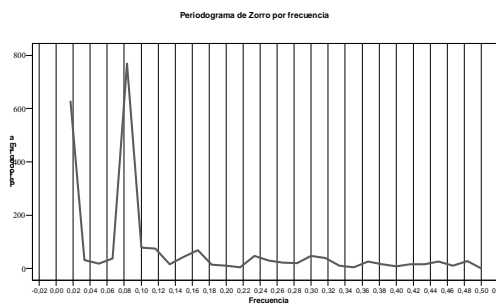
(b) Corzo



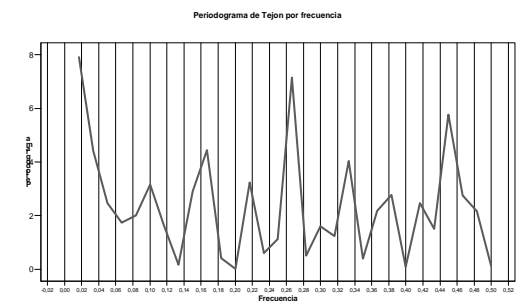
(c) Ciervo



(d) Lobo



(e) Zorro



(f) Tejón



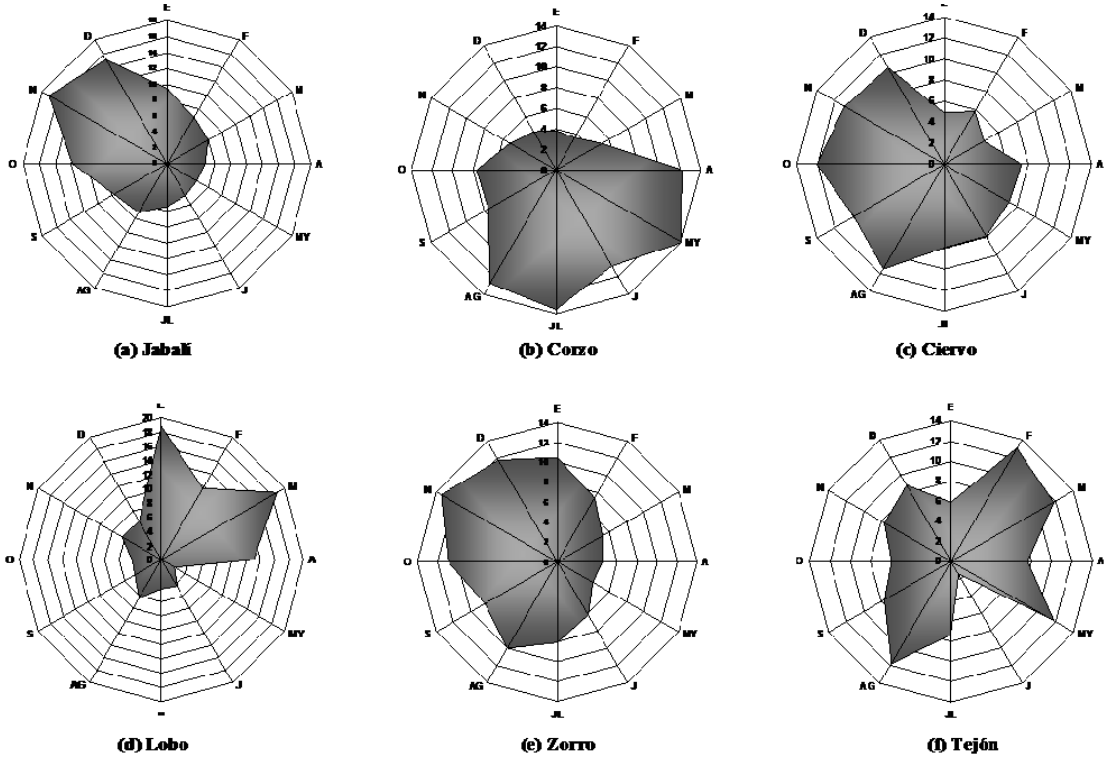
Variaciones diarias y estacionales

Distribución mensual

De acuerdo al número de días de cada mes, la mayor frecuencia de CVA con jabalí ocurre en los meses de octubre y diciembre, diferenciándose estadísticamente dicho período del resto ($\chi^2 = 40,409$; g.l.=11; $p < 0,01$). El porcentaje máximo se obtiene para noviembre (17,10%), seguido de diciembre (15,21%) y octubre (11,79%). Luego vendrían enero (9,48%) y septiembre (7,64%). Coincide totalmente con su período de celo. Entre marzo y julio los porcentajes rondan el 4-5%. En los corzos también se observa una concentración de las CVA durante un determinado período del año ($\chi^2 = 40,409$; g.l.=11; $p < 0,001$), pero, a diferencia del jabalí, este máximo de CVA se da entre abril (11,94%) y agosto (12,84%), con el pico en mayo (14,18%). Muy escasas en los meses de diciembre, enero y febrero con aproximadamente el 3% en cada uno de ellos. El resto entre el 5 y el 7%. Así mismo existen diferencias mensuales estadísticamente significativas en las CVA de ciervo ($\chi^2 = 38,734$; g.l.=11; $p < 0,001$). La mayor frecuencia de CVA se registra entre los meses de agosto (11,43%) y diciembre (10,51%) con un máximo en octubre (12,05%). En la primavera y principios del verano se producen un número medio de CVA (en torno al 7% cada mes) y en invierno resultan poco frecuentes (porcentaje medio del 5%). En cuanto al lobo también hay diferencias temporales, aunque no estadísticamente significativas ($\chi^2 = 15,175$; g.l.=11; $p = 0,175$). Esto puede deberse al pequeño tamaño muestral, mucho más reducido que en los anteriores. A pesar de ello, señalar que la mayor parte de las CVA del cánido tienen lugar en invierno y principios de primavera, con un máximo en los meses de enero y marzo (ambos con un 19,15%). En el zorro existen diferencias significativas ($\chi^2 = 25,945$; g.l.=11; $p = 0,007$) entre los diferentes meses del año con un máximo para el otoño, en especial noviembre (13,18%). Los porcentajes más bajos se tienen para abril y mayo, con apenas el 4%. El tejón posee un tamaño de muestra pequeño, similar al caso del lobo y, como en éste, estadísticamente no se aprecian diferencias temporales significativas ($\chi^2 = 10,715$; g.l.=11; $p = 0,456$). En la representación gráfica los CVA de esta especie parecen no tener una estacionalidad tan marcada como el lobo, aunque se pueden señalar porcentajes elevados para febrero, marzo, mayo y agosto (11,94%).



Figura 29. Distribución mensual de los atropellos de las principales especies silvestres recogidas en partes de accidentes en Castilla y León para el periodo 2002-2006.



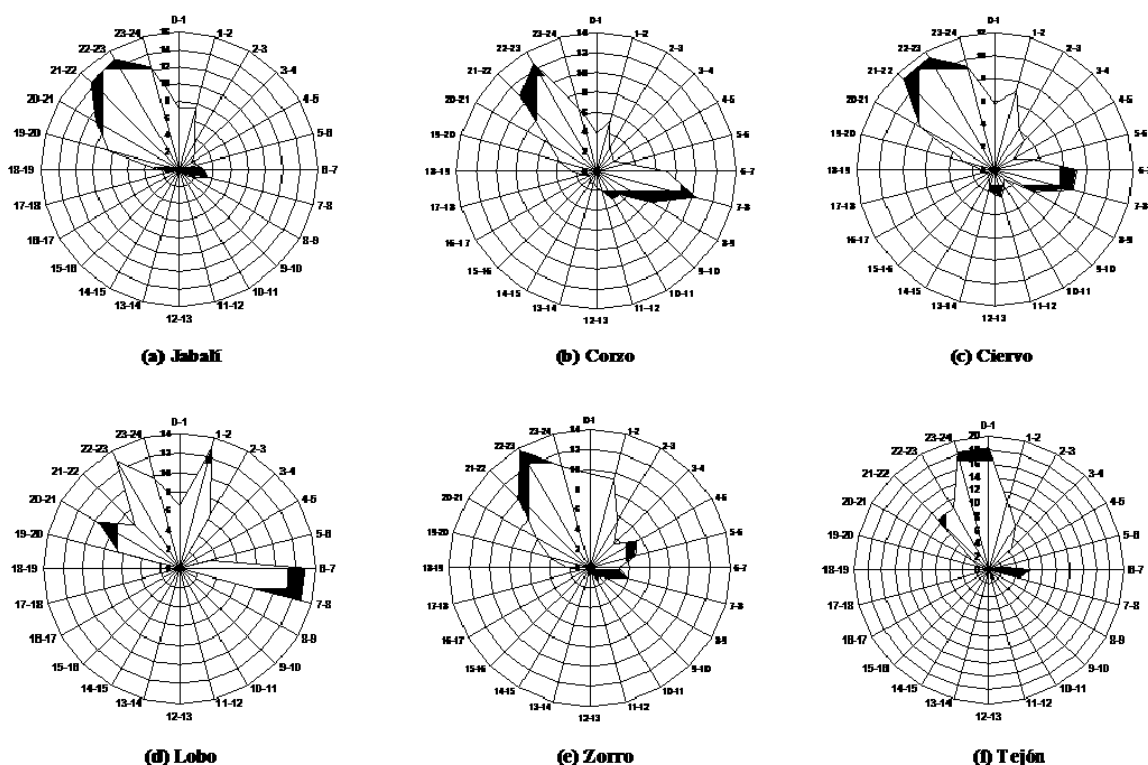
Distribución horaria

En las CVA de jabalí existen diferencias horarias estadísticamente significativas ($\chi^2=107,631$; g.l.=23; $p<0,01$). Se aprecia una fuerte incidencia en las últimas horas de la tarde y primeras de la noche, desde las 20 a las 24 horas. En menor medida a las 19, las 0 y 1 horas. En el resto resulta bastante infrecuente. Corzos y ciervos presentan un comportamiento similar, con claras diferencias horarias ($\chi^2=89,499$; g.l.=23; $p<0,001$ para el corzo. $\chi^2=92,743$; g.l.=23; $p<0,001$ para el ciervo). Presentan una incidencia horaria que se ajusta al patrón de actividad circadiano bimodal con dos picos de actividad sincronizados en ambos crepúsculos, un máximo entre las 22 y 23 (12,58% y 10,31%) y otro secundario entre las 7 y las 8 (10,51% y 6,94% respectivamente), hecho observado de modo común en los cérvidos. A pesar del escaso número de CVA registradas, la tendencia parece apuntar también a una distribución bimodal con dos máximos, uno al atardecer-primeras horas de la noche y otro al amanecer (picos entre las 20 y las 2, y entre las 6 y las 8). Las CVA de zorro se asemejan a los de jabalí en cuanto a distribución horaria. Sí existen diferencias estadísticamente significativas ($\chi^2=88,409$; g.l.=23; $p<0,001$). Entre las 22 y 23 horas tienen



lugar un mayor número de CVA con individuos de esta especie (13,64%). Para un tramo horario más amplio, que se extendería desde 21 hasta las 2, se producen más del 50% de las CVA. El resto durante la noche, siendo muy reducidas en las horas centrales del día. La distribución para el caso del tejón también parece unimodal con el máximo entre las 23 y la 1 de la mañana (18,15 % en cada una de estas horas), situado por tanto a horas más tardías que el resto de especies tratadas. Entre las 4 de la madrugada y las 21 horas no se han constatado CVA salvo algún registro al amanecer.

Figura 30. Distribución horaria de los atropellos de las principales especies silvestres recogidas en partes de accidentes en Castilla y León para el período 2002-2006.



Distribución y evolución temporal por provincias

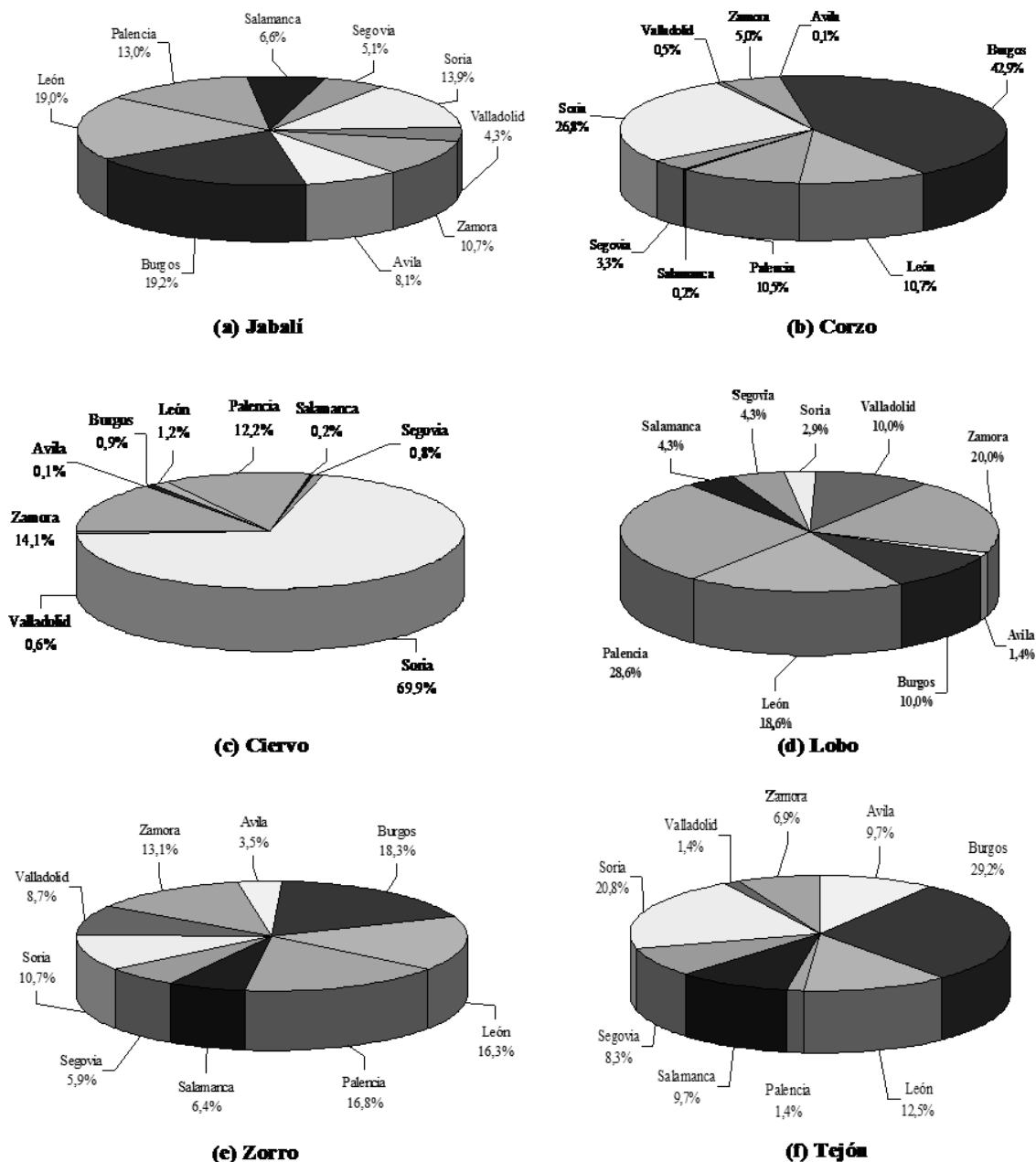
La distribución de las CVA por provincias varia de unas especies a otras, dependiendo, en lógica, del territorio en el que éstas se distribuyen, el cual, a su vez, es función de una combinación de parámetros ecológicos y razones históricas. Así, para especies de elevada plasticidad ecológica y capacidad de adaptación a un amplio abanico de hábitats, como el jabalí o el zorro, se tiene constancia de CVA en la totalidad de provincias de la comunidad,



si bien resultan más numerosos en aquellas que poseen una mayor superficie favorable. Otras especies, con un mayor grado de vinculación a un tipo de hábitat, se restringen a unas provincias determinadas. Así, las CVA con jabalí se distribuyen por toda la región, aunque resultan más numerosos en el norte, Burgos (19,2%), León (19,0%) y en menor medida Palencia (13%), acompañadas de Soria (13,9%). Un segundo grupo lo integrarían Zamora y Ávila con porcentajes en torno al 9-10%. El resto de provincias no llega al 5%. Las CVA de corzo no se encuentran tan repartidas como en el caso del jabalí sino que su número varía mucho de una provincia a otra. Por encima de las demás destaca Burgos donde se producen prácticamente la mitad de todos las CVA (42,9%). Un cuarto de las mismas tienen lugar en tierras sorianas (26,8%). También León (10,7%), Palencia (10,5%) y más distanciadas Zamora (5,0%) y Segovia (3,3%). La contribución de las otras es testimonial. En cuanto al ciervo, las CVA se vinculan estrechamente a una única provincia, Soria, en la cual se producen casi las tres cuartas partes de las mismas (69,9%). Las restantes se circunscriben a otras dos, Zamora (14,1%) y Palencia (12,2%). En el resto también se tiene constancia de CVA de esta especie pero presentan carácter puntual. Los de lobo se producen en mayor grado en Palencia (28,6%), Zamora (20,0%) y León (18,6%). Burgos y Valladolid representan el 10% de los mismos cada una. Aunque repartidas por toda la comunidad, la mitad de los CVA de zorro tiene lugar en las provincias norteñas, Burgos (18,3%), León (16,3%) y Palencia (16,8%). Las del centro, Zamora, Valladolid y Soria, se encuentran en torno a la media. Las provincias meridionales se sitúan por debajo de ésta. En el caso del tejón destacan Burgos (29,2%) y Soria (20,8%).



Figura 31. Distribución provincial de los atropellos de las principales especies silvestres recogidas en partes de accidentes en Castilla y León para el periodo 2002-2006.

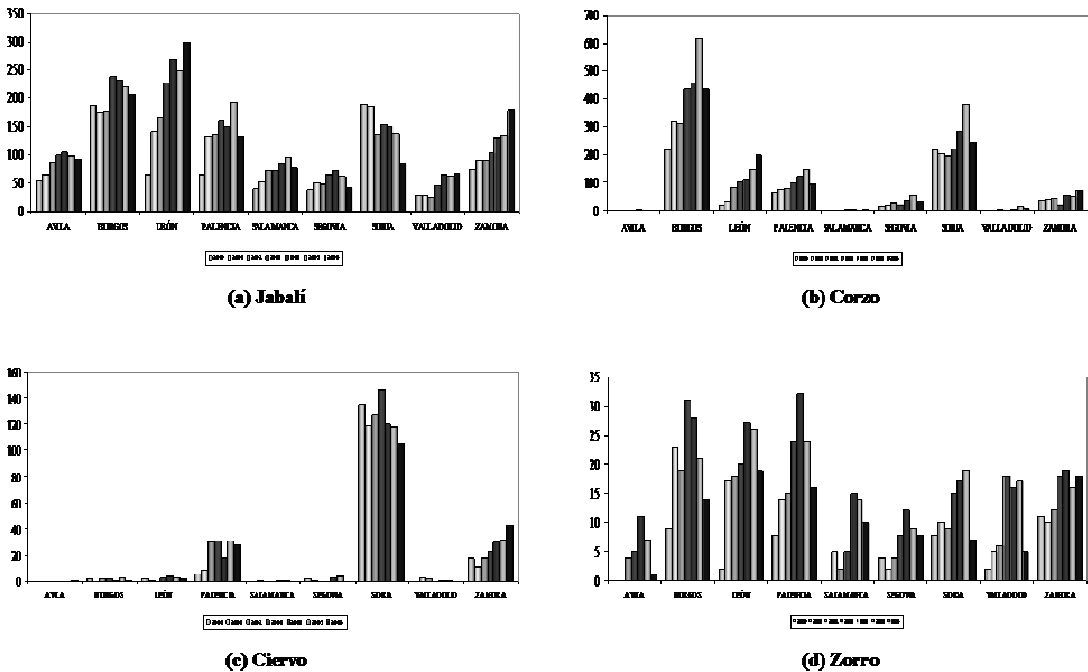


La evolución temporal del número de CVA se ha realizado para las 4 especies más atropelladas. Para el lobo y el tejón, debido al escaso tamaño de muestra, no es posible identificar ningún tipo de tendencia a nivel provincial. En lo que respecta al jabalí, se



pueden diferenciar varias agrupaciones de provincias en función de la tendencia que presentan dichas CVA. En León, Valladolid y Zamora tienden a aumentar hasta el punto de doblar el número, o más, en relación al 2.002. Para las meridionales, Salamanca, Segovia y Ávila se constata un crecimiento hasta el 2004 y a partir de dicha fecha han disminuido. Soria y Burgos presentan una evolución descendente. En Palencia los totales anuales son más fluctuantes. Las CVA de corzo tienden a aumentar año a año en todas las provincias castellano-leonesas salvo en este último año 2006, donde ha tenido lugar un descenso generalizado salvo en León y Zamora. Los mayores incrementos se han dado para las provincias de León y Burgos donde en 5 años se ha doblado el número de partes de accidente. Las CVA de ciervo presentan evoluciones diferentes en las tres provincias principales puesto que mientras Soria posee, posiblemente por la aplicación de medidas paliativas en varios puntos conflictivos, una trayectoria descendente (ha bajado en un 28,1% desde 2003, año con el mayor número de registros, 146), en Palencia han tendido a estabilizarse en torno a las 30 colisiones actuales, y en Zamora se ha experimentado en los últimos años un fuerte incremento (se han multiplicado por 4 desde 2001). El zorro es el que presenta una tendencia más incierta, con valores más o menos bajos dependiendo del año y de la provincia. No obstante, hay que tener en cuenta que el número real de CVA se aleja bastante del de registrados, un nuevo factor que dificulta la identificación de tendencias.

Figura 32. Evolución anual de los atropellos de las principales especies silvestres recogidas en partes de accidente para el periodo 1999-2006.





Caracterización de los atropellos de fauna doméstica en Castilla y León. Especies implicadas y evolución temporal.

De acuerdo a los partes de accidente realizados por la Guardia Civil de Tráfico, entre enero de 2002 y diciembre de 2006, se registraron en Castilla y León un total de 2711 siniestros de circulación provocados por fauna doméstica. Por tipos de ganado, 430 atropellos de vacuno, 214 de ovino, 169 con equino (149 caballos y 20 asnos), 19 de caprino y 23 de porcino. Destacan por la elevada cifra, la mayor de la fauna doméstica con 1.812 colisiones, los perros. Sin embargo, los gatos, aunque con frecuencia atropellados, raramente son registrados, 44.

En la evolución mensual de los 4 grupos de fauna doméstica más atropellados, se observa una disposición generalizada a aumentar, aunque sí que existen diferencias entre ellas. Así, son los accidentes con perros los que han experimentado un mayor incremento en términos absolutos, tal y como lo denota la pendiente de la recta de ajuste ($\beta = 0,404$). Expresado en porcentaje supone un 20,2%. En el ganado bovino, en menor medida, también ha ascendido ($\beta = 0,0415$). Los casos del ovino y equino manifiestan una leve tendencia al alza aunque prácticamente han permanecido constante durante el quinquenio estudiado (con una inclinación del ajuste de $\beta = 0,020$ y $\beta = 0,017$). Al igual que las silvestres presentan fluctuaciones a lo largo del año, aunque no tan definidas, sobre todo en algunos grupos.

Variaciones diarias y estacionales

Distribución mensual

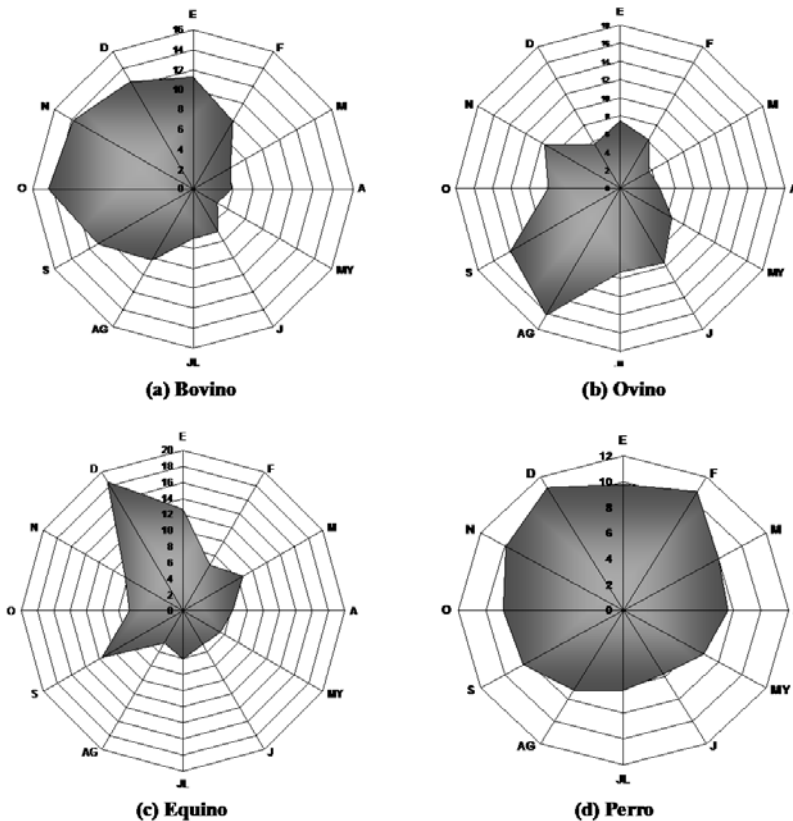
En el grupo de las domésticas también existen diferencias estacionales en cuanto al número de atropellos. Sin embargo, éstas no se deben tanto a periodos críticos en el ciclo biológico de la especie, sino que más bien atienden a modificaciones periódicas en la forma de manejo del ganado. Esto es, las variaciones se vinculan a causas antropogénicas.

Tanto para el bovino ($\chi^2 = 39,503$; g.l.=11; $p < 0,001$) como para el ovino ($\chi^2 = 27,041$; g.l.=11; $p = 0,005$) dichas diferencias estacionales resultan estadísticamente significativas. En cuanto al ganado vacuno, los atropellos se producen en mayor medida durante el otoño y principios de invierno, desde septiembre a enero, con un máximo en el mes de octubre (14,76%). En la primavera e inicio del estío resultan infrecuentes. Los atropellos de ovino se concentran a finales del verano, en concreto en agosto y septiembre (16,51% y 13,58% respectivamente). En el resto año se encuentran muy repartidos (*Figura 33*).



En contraposición ni para los equinos ($\chi^2= 18,260$; g.l.=11; $p=0,076$) ni para el caso del perro ($\chi^2= 15,053$; g.l.=11; $p=0,180$) se han encontrado diferencias significativas. En el primero de ellos es posible que esto sea debido, al menos en parte, al bajo tamaño de muestra, lo que impide extraer conclusiones. No obstante, a la vista de la *figura 33*, parece vislumbrarse una cierta tendencia a producirse en diciembre y enero (18,92% y 12,84%). Los atropellos de perro se distribuyen a lo largo del año, lo que resulta lógico si se consideran las características inherentes a la biología de la especie. Aún así, es posible identificar un período, de noviembre a febrero donde se alcanzan porcentajes mayores (por encima del 10%), y otro, en primavera, con valores más bajos (apenas el 6%).

Figura 33. Distribución mensual de los atropellos de las principales especies domésticas recogidas en partes de accidentes en Castilla y León para el período 2002-2006.



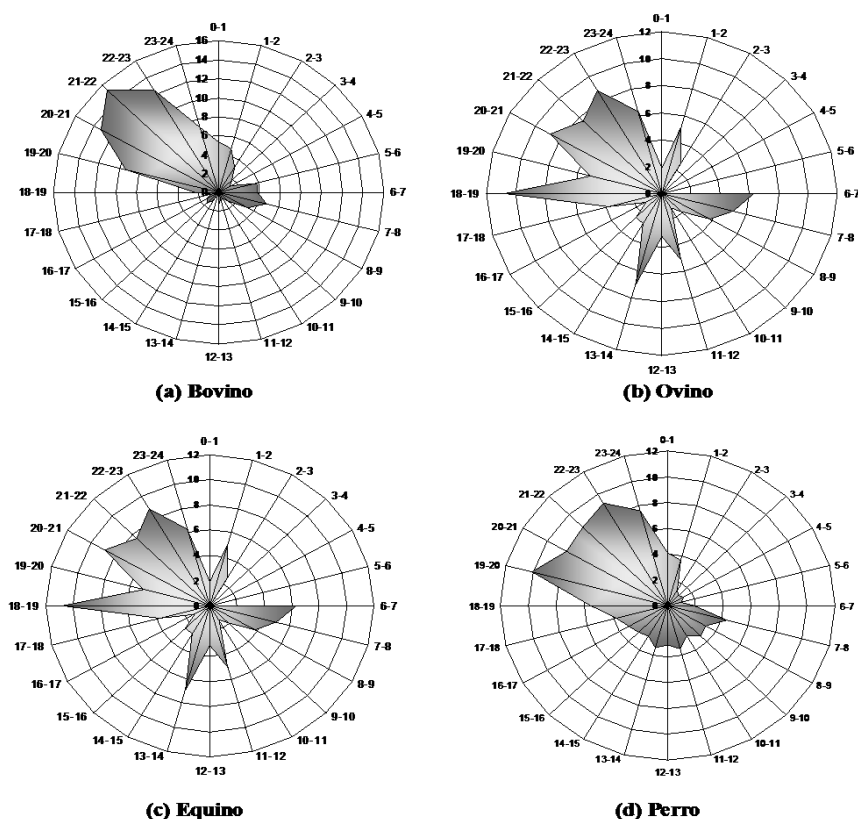
Distribución horaria

Al igual que para las especies silvestres, en las colisiones con domésticas existen diferencias horarias. Pero, en éstas, parece no deberse tanto a patrones de actividad



circadianos sino exclusivamente a factores humanos, tanto los que afectan al conductor como aquellos que se relacionan con el grado de vigilancia de las reses. Todos los grupos de ganado, bovino ($\chi^2= 81,745$; g.l.=23; $p<0,001$), ovino ($\chi^2= 49,207$; g.l.=23; $p=0,001$), equino ($\chi^2= 72,584$; g.l.=23; $p<0,001$), y perro ($\chi^2= 58,148$; g.l.=23; $p=0,001$) manifiestan diferencias significativas relativas a la distribución horaria de los atropellos a lo largo del día. Para las cuatro, más del 60% de los accidentes tiene lugar entre las 18 horas y la medianoche, resultando infrecuentes durante la madrugada y las horas centrales del día. Hay un pequeño repunte, en especial para las tres primeras al amanecer. En el caso del ovino y equino hay porcentajes a destacar a plena luz del día, al igual que el perro, que es que cuenta con la distribución más repartida. Los de bovino tienen su punta entre las 21 y las 22 (15,19%), el ovino entre las 18 y las 19 (10,69%), el equino a las 22-23 horas (15,90%) y para el perro entre las 19 y las 20 (10,10%) (Figura 34).

Figura 34. Distribución horaria de los atropellos de las principales especies domésticas recogidas en partes de accidentes en Castilla y León para el período 2002-2006.



La *tabla 9* muestra de forma que recoja para cada especie considerada aquellos meses, destacados en gris, en los que se produce una mayor concentración de CVA. Son aquellos



que presentan una cifra mayor a uno, valor para el cual estaríamos ante una distribución homogénea carente de toda estacionalidad. Según lo anterior, las CVA con ciervo resultan más frecuentes en el otoño, (desde agosto a diciembre), las de corzo en verano (de abril a agosto), y las del jabalí en otoño-inicio del invierno (de octubre a enero). El zorro posee un período prolongado que se extiende desde agosto a enero, con valores bajos el resto de meses. Del tejón, por su tamaño de muestra, no se obtiene un período continuo aunque de existir lo más probable es que tenga lugar mediados de invierno-inicios de la primavera. El lobo resulta más atropellado en invierno, de enero a abril. En cuanto a las domésticas, tenemos como períodos más conflictivos para el bovino el otoño (septiembre a enero), para el ovino el verano (junio a septiembre) y para los cánidos domésticos el invierno (enero a abril).

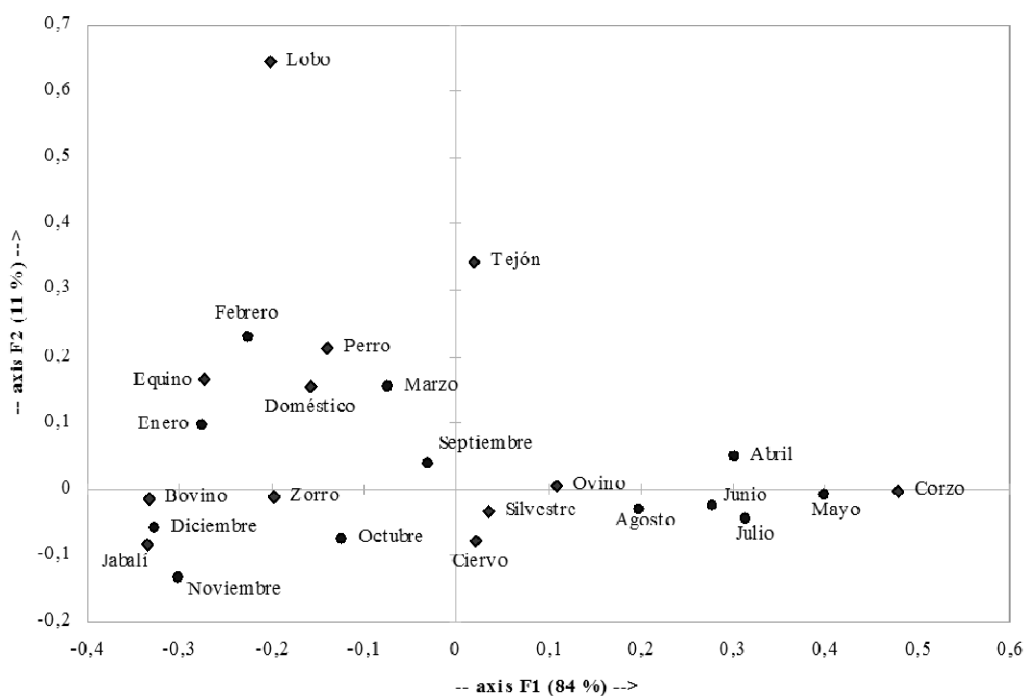
Tabla 9. Resumen estacionalidad de las CVA

	Enero	Febrer	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agost	Sept	Octub	Novie	Dicie
Jabalí	1,14	0,80	0,71	0,57	0,51	0,56	0,65	0,85	0,92	1,41	2,05	1,82
Corzo	0,46	0,43	0,61	1,46	1,68	1,28	1,62	1,52	0,90	0,92	0,62	0,51
Ciervo	0,58	0,70	0,52	0,88	0,85	0,95	0,95	1,37	1,19	1,45	1,30	1,26
Zorro	1,25	0,89	0,63	0,54	0,48	0,74	0,96	1,20	1,00	1,30	1,61	1,41
Tejón	0,70	1,55	1,40	0,91	1,40	0,18	0,88	1,40	0,91	0,70	0,91	1,05
Lobo	2,25	1,38	2,25	1,55	0,25	0,52	0,50	0,75	0,52	0,50	0,78	0,75
Bovino	1,35	0,95	0,52	0,46	0,34	0,59	0,60	0,99	1,31	1,74	1,66	1,50
Equino	1,52	0,79	1,04	0,74	0,64	0,58	0,72	0,56	1,40	0,80	0,99	2,23
Ovino	0,89	0,74	0,44	0,52	0,78	1,15	1,11	1,95	1,67	0,94	1,15	0,67
Perro	2,25	1,38	2,25	1,55	0,25	0,52	0,50	0,75	0,52	0,50	0,78	0,75

La relación y meses del año se recoge en la *figura 35* mediante un análisis de correspondencias. El más alejado del resto es el corzo, muy vinculado a los meses de primavera y verano. Entre las especies silvestres, ésta es la única que muestra esta tendencia, compartida sin embargo con el ovino. La posición de las especies silvestres, centrada en el gráfico, difiere de la de fauna doméstica, más relacionada con los meses invernales.



Figura 35. Análisis de correspondencias entre especies y meses. La tabla asociada recoge los valores de los eigenvalues y la varianza explicada por los dos ejes



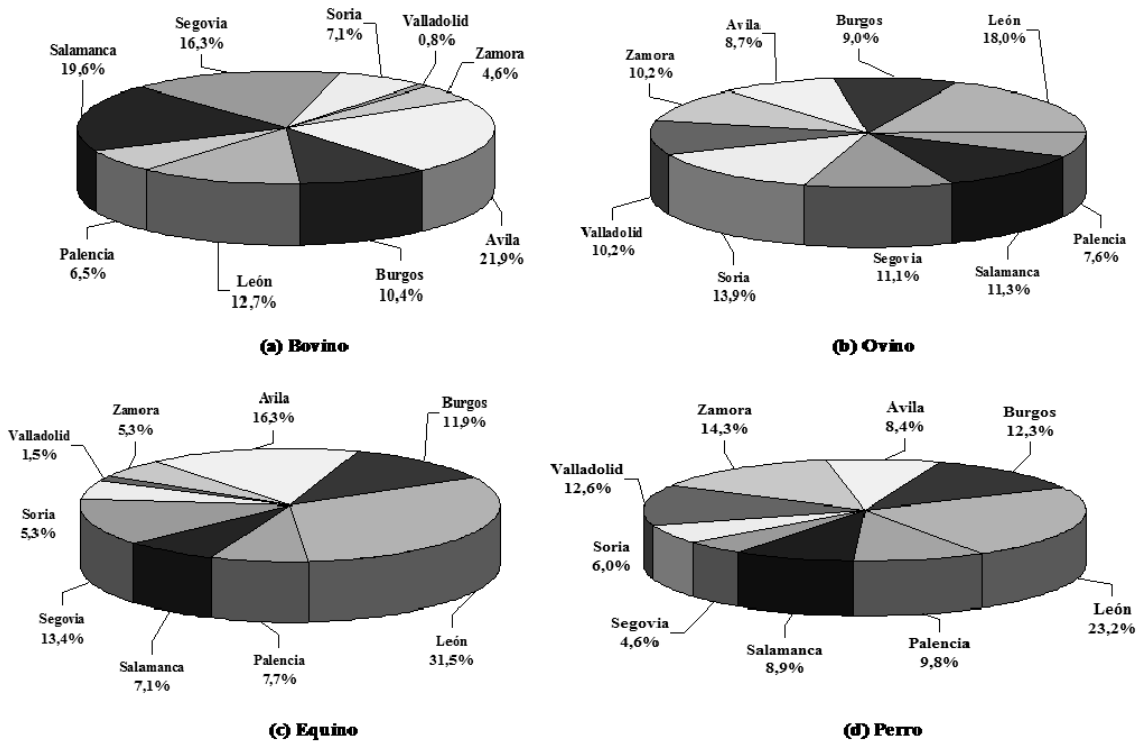
	F1	F2
Eigenvalue	0,069	0,009
Varianza %	83,937	10,782
V. acumulada %	83,937	94,72

Distribución por provincias

En las especies domésticas la distribución provincial de atropellos presenta una mayor homogeneidad aunque también existen diferencias significativas de unas zonas a otras dependiendo de la orientación predominante, agrícola o ganadera. Así, por ejemplo, en Tierra de Campos, resultan poco frecuentes colisiones con ganado, a excepción del ovino, por su vocación eminentemente agrícola.



Figura 36. Distribución provincial de los atropellos de las principales especies domésticas recogidas en partes de accidentes en Castilla y León para el periodo 2002-2006.



Los accidentes con bovino se centran sobre todo en las provincias meridionales Salamanca (19,6%), Ávila (21,9%) y Segovia (16,3%). En las del norte se registran porcentajes medios y resulta poco frecuente en Zamora (4,6%) e inexistente en Valladolid (0,8%). Los atropellos de ovino se encuentran muy repartidos, con casi todas las provincias superando el 10% de las colisiones. Dentro de este contexto, y en proporción, se puede afirmar que son relativamente frecuentes en León (18,0%) y poco abundantes en Palencia (7,6%) y Burgos (9,0%). Entre cuatro provincias se reparte más del 80% de las colisiones con equinos. Sólo en León tienen lugar el 31,2%. Destacan luego Segovia (13,4%), Ávila (16,3%) y Burgos (11,9%). Casi inexistente en Valladolid (0,5%). También León presenta la mayor contribución al total de perros atropellados registrados por las autoridades del tráfico (23,2%). Le siguen Zamora con un 14,3%, y una provincia que hasta ahora no había ocupado una posición destacada en ninguno de los grupos anteriores, Valladolid, con un 12,6%. Teniendo en cuenta el vínculo de este animal con el ser humano y su amplia distribución, es de señalar la escaso número de atropellos en las carreteras de Soria (6,0%) y, sobre todo, Segovia (4,6%).

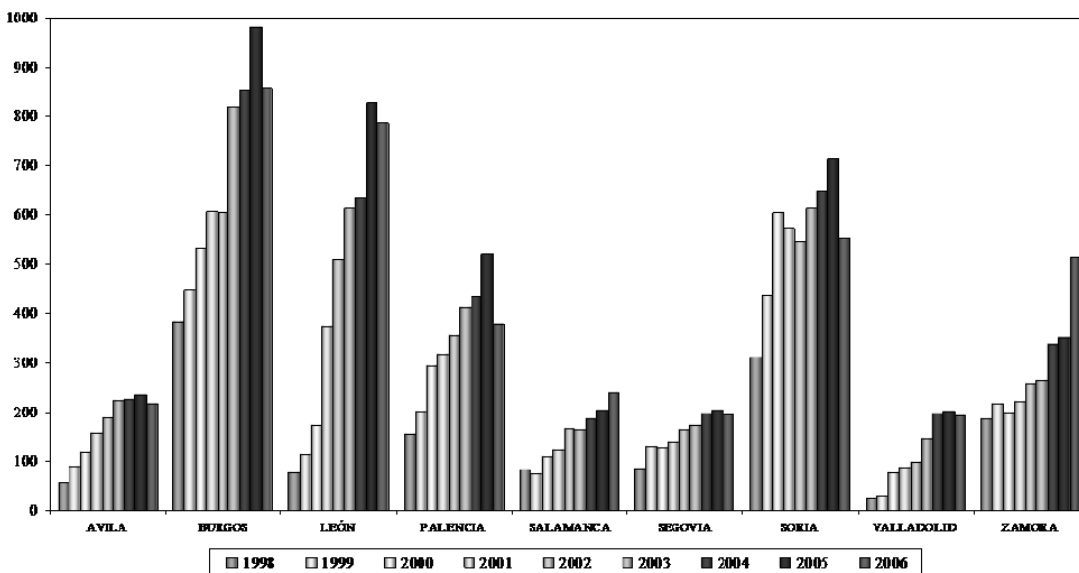


Evolución de las colisiones en las diferentes provincias de Castilla y León

Evolución temporal

De acuerdo a la *figura nº 37*, y sin considerar el año 2006 (en el que ha producido un descenso en el total regional de CVA), la tendencia generalizada de todas las provincias es la de experimentar un incremento considerable en el número anual de CVA. Incluso para Zamora y Salamanca, a diferencia del resto, el año 2006 ha supuesto también aumento de sus cifras globales. Además la evolución, el ritmo de crecimiento, difiere de unas a otras.

Figura 37. Evolución provincial de las CVA en Castilla y León para el período 1999-2006

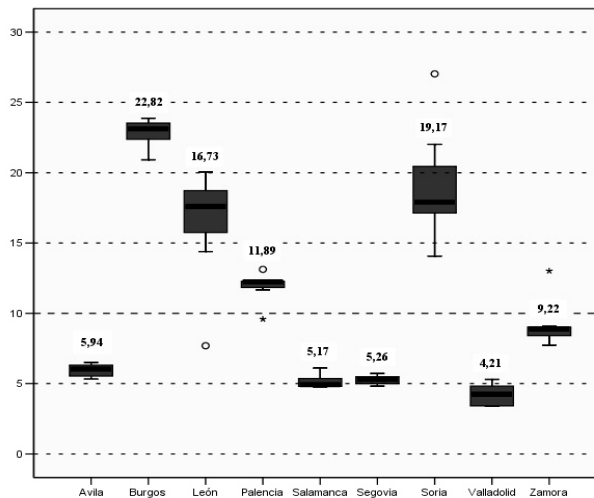


Así mismo, según el gráfico y corroborado por la *tabla 10* existen diferencias estadísticamente significativas entre las distintas provincias ($\chi^2 = 24,839$; g.l.=8; $p < 0,001$). Buena parte de las CVA tiene lugar en el norte y este regional. Así, Burgos se erige como la provincia en la cual se han registrado un mayor número de CVA, 5693 ($711,6 \pm 188,4$), seguido de Soria, 4683 ($585,4 \pm 81,2$), y León, 4030 ($503,7 \pm 265,8$). En el extremo opuesto se ubican Valladolid con “sólo” 1029 CVA en 8 años ($128,6 \pm 265,8$). A continuación aparecerían las provincias de Salamanca ($158,4 \pm 53,8$), Segovia ($166,0 \pm 65,1$) y Ávila ($181,9 \pm 54,7$). En una posición intermedia, con unos 2500-3000 CVA totales, se encuentran Zamora ($295,1 \pm 103,5$) y Palencia ($363,5 \pm 95,5$).

**Tabla 10.** Número de CVA de fauna por año y provincia para el período 1999-2006

	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	Total
Ávila	89	119	157	188	223	227	234	218	1.455
Burgos	448	530	606	604	818	852	979	856	5.693
León	113	172	374	508	613	634	828	788	4.030
Palencia	202	293	318	356	411	433	518	377	2.908
Salamanca	74	110	124	166	164	185	204	240	1.267
Segovia	130	128	138	164	172	197	204	195	1.328
Soria	437	603	572	545	613	646	714	553	4.683
Valladolid	29	76	88	99	146	197	202	192	1.029
Zamora	217	200	221	257	265	337	352	512	2.361

En la *figura 38* se recoge la distribución porcentual de las CVA en forma de gráfico box-plot según la provincia donde han tenido lugar los mismos. Las mayores variaciones, considerando como tal las expresadas por el rango intercuartílico, se tienen para las provincias de León y Soria. En consonancia con lo anterior, los valores más elevados de las medianas se obtienen para Burgos (22,82%), Soria (19,17%), y León (16,73%). Un segundo grupo en cuanto a número anual de atropellos lo integrarían Palencia (11,89%) y Zamora (9,22%), ambas con escasas variaciones anuales en su contribución regional. Un último grupo, caracterizado por un bajo número de colisiones, reuniría a las provincias de Ávila (5,94%), Salamanca (5,17%), Segovia (5,26%) y Valladolid (4,21%), todas con leves variaciones porcentuales salvo la última.

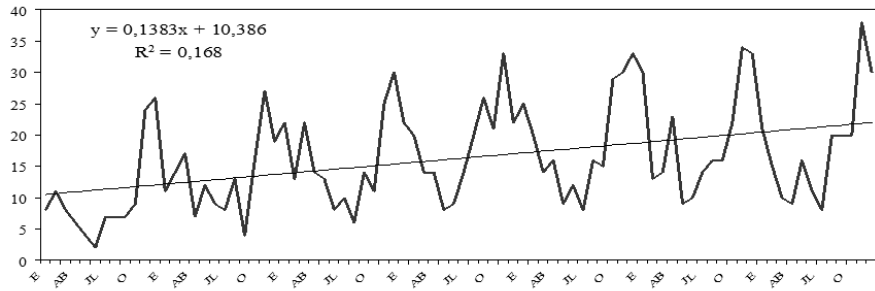
Figura 38. Gráfico box-plot de los porcentajes de atropellos de fauna según provincias para el período 1999-2006



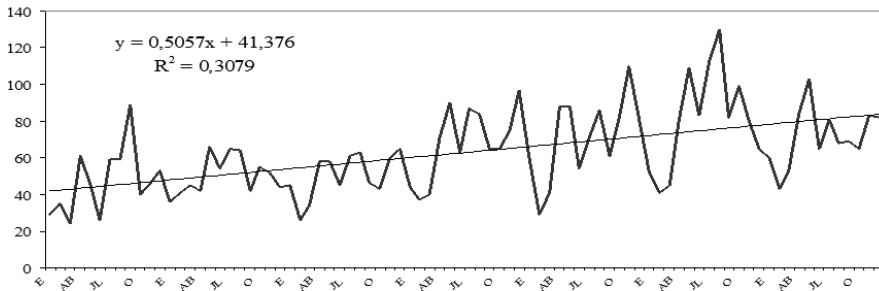
La *figura 39*, muestra la evolución mensual del número de CVA por provincia, y se han ajustado a una recta para ver la tendencia que siguen. Todas, en mayor o menor medida, presentan una pendiente positiva, lo que apunta una evolución ascendente. El valor del coeficiente b de la ecuación de la recta de regresión nos permite la comparación de los incrementos provinciales en cuanto al número total de CVA. No relativiza el tamaño de muestra, por lo que es posible que tengamos pendientes mayores para provincias donde el incremento porcentual ha sido menor, pero en las cuales partíamos ya de cifras elevadas. Según dicho coeficiente, el mayor incremento numérico en el quinquenio considerado lo ha experimentado la provincia de León ($\beta = 0,767$) lo que en términos cuantitativos supone que para 2006 se haya multiplicado por seis el total de CVA registradas en 1999. En Burgos también se ha constatado un crecimiento considerable ($\beta = 0,506$), 406 CVA más, aunque porcentualmente “sólo” supone un 90%, lejos de lo observado para León. La tercera con un valor de β más alto es Zamora ($\beta = 0,342$), 295 CVA de diferencia entre los años considerados (cifra a tomar con precaución por el elevado valor para 2006, muy superior al resto), un 135,9% más que en 1999. El caso de Palencia ($\beta = 0,220$) resulta muy similar al de Burgos, ya que con una pendiente relativamente elevada (de 202 se ha pasado a 377), el porcentaje se estima en un 86%. Valladolid ($\beta = 0,177$) sería el caso opuesto a Burgos y Palencia, con una recta de ajuste de inclinación discreta debido a un incremento numérico reducido pero que en términos relativos supone 5,6 veces (562%) la cifra de CVA de 1999. En este último caso se enmarcarían también Salamanca ($\beta = 0,157$), Ávila ($\beta = 0,138$) y Segovia ($\beta = 0,103$) aunque con porcentajes de crecimiento inferiores, en especial la última de ellas (224,3%, 144,9% y 50% respectivamente). Soria ($\beta = 0,115$) también se diferenciaría en buena medida del resto ya que presenta una evolución más discreta, con un aumento del 26,5%.



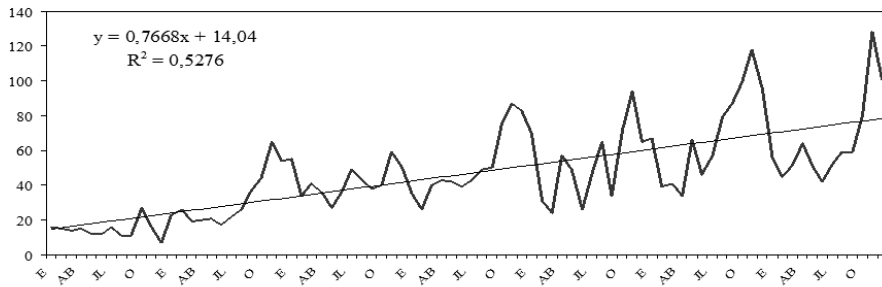
Figura 39. Evolución mensual de los atropellos de fauna según provincia para periodo 1999- 2006



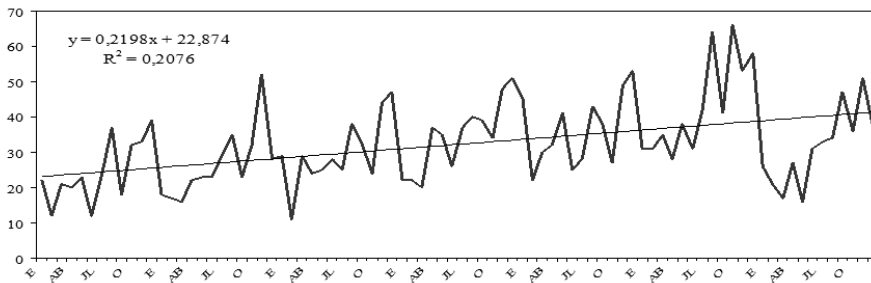
Ávila



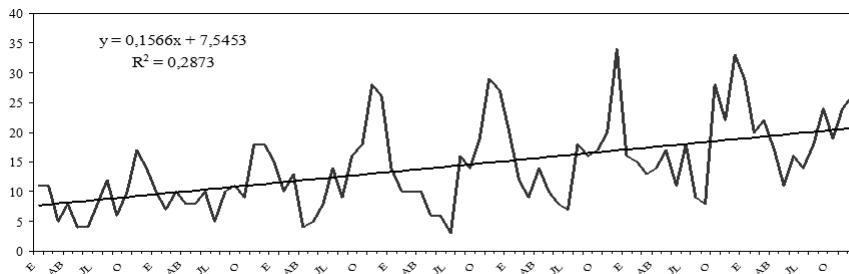
Burgos



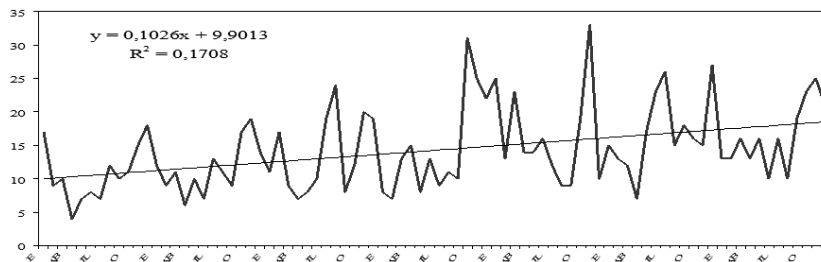
León



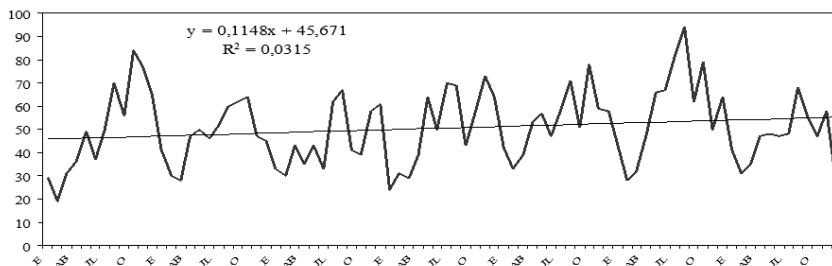
Palencia



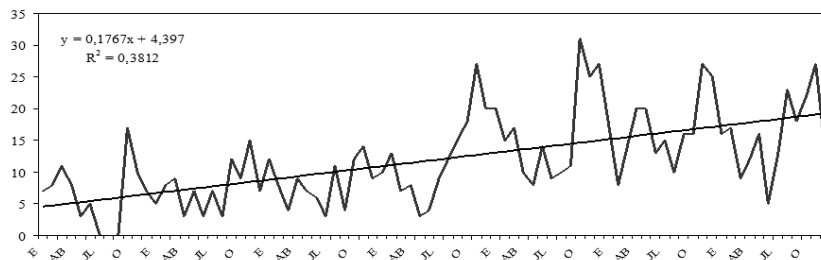
Salamanca



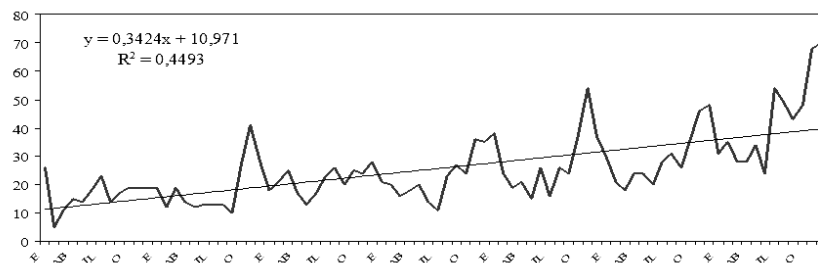
Segovia



Soria



Valladolid

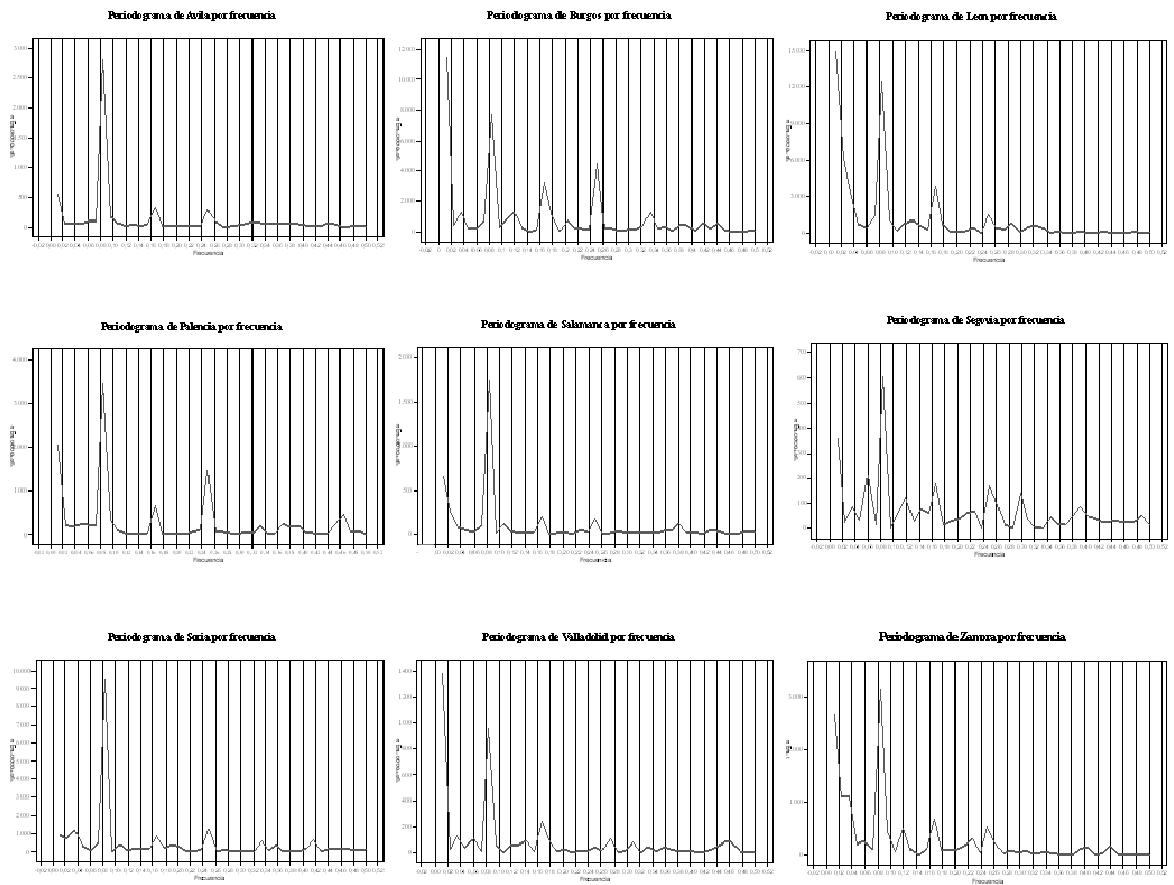


Zamora



En los periodogramas de la *figura 40* se observa la estacionalidad de las CVA en las diferentes provincias. Partiendo de que todas presentan un pico para 0,0833, lo que nos indica cierta periodicidad anual, si que se advierten algunas diferencias entre unas y otras. Para establecer tales diferencias vamos a fijarnos en los valores de frecuencia relativa próximos a cero. Cuanto mayor sea, menor estacionalidad presenta la distribución de atropellos. Valores bajos para Ávila y Soria. Medios para Salamanca, Segovia y Palencia. Altos para Burgos, León, Valladolid y Zamora.

Figura 40. Periodograma de frecuencias para los atropellos de fauna según provincia para el período 2002-2006





Variaciones diarias y estacionales

Distribución mensual y horaria

La distribución mensual de las CVA varía de unas provincias a otras en función de cuáles son las especies involucradas. No en todas se observan diferencias estadísticamente significativas entre períodos, aunque las causas por las que esto sucede pueden ser diferentes. De acuerdo a la *tabla 11*, donde se recogen los resultados de la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis, existen diferencias mensuales significativas relativas a la cifra media de atropellos para las provincias de Ávila, Burgos, Palencia, Salamanca y Soria. Lo contrario sucede para León, Segovia, Valladolid y Zamora.

En Ávila las CVA se concentran en los meses de noviembre y diciembre con una media cercana a las 30 CVA mensuales, frente a los 10-15 propios de buena parte del año. Entre estos dos extremos se sitúan enero y octubre con una media próxima a 20. Esta concentración se debe a la especial implicación de jabalíes y ganado bovino, los cuales registran para tal intervalo temporal los mayores índices de atropello. Burgos se diferencia del resto de provincias porque, en un número considerable de las CVA, el protagonista es un corzo, y estos incidentes resultan más frecuentes en verano. Además también resulta considerable la proporción de jabalíes. Así, la distribución mensual burgalesa prácticamente es un continuo desde abril hasta diciembre con un pequeño bajón en julio (media de 60-70 atropellos mensuales). En invierno la cifra baja de forma substancial, a unos 40 casos. Para León no se han identificado diferencias estadísticamente significativas, tal vez por la importante contribución de las domésticas y la cantidad elevada de CVA con jabalí y corzo, en épocas diferentes, que tiende a homogeneizar la distribución. No obstante, se observa un máximo para el mes de noviembre (unas 80 CVA mensuales), ligado con toda seguridad al jabalí. Palencia presenta diferencias significativas entre las estaciones del año, aunque hay participación de jabalí y corzo, ambos con máximos en épocas diferentes. Las medias más altas se obtienen para agosto, noviembre y diciembre (las tres por encima de 40 CVA al mes). Desde enero a junio se registran totales menores. Por la importancia que tiene el jabalí dentro del total de CVA salmantinas, existe una aglutinación significativa de las CVA en los meses de noviembre y diciembre (media superior a los 20 al mes), coincidiendo con el máximo anual para la especie. A Segovia le sucede algo similar a León puesto que en ella la proporción de domésticas implicadas en CVA es considerable y en las salvajes los porcentajes de jabalí y corzo son parecidos. Por ello, estadísticamente, no se advierten diferencias. En Soria sí que se identifican tales diferencias mensuales, con un máximo en agosto pero también con CVA abundantes desde abril-mayo hasta diciembre, por la participación en los accidentes de jabalí, corzo y ciervo. Los meses invernales presentan valores inferiores. El anova no paramétrico no apunta a modificaciones mensuales significativas para la provincia de Valladolid, en la que la



predominancia del perro limita en buena medida la estacionalidad. Zamora presenta una situación similar a León, con valores más elevados en la principal época de CVA con jabalí y ciervo, pero sin ser estas diferencias significativas.

Figura 41. Distribución mensual de los accidentes con fauna recogidos por la Guardia Civil de Tráfico según provincia para el período 2002-2006.

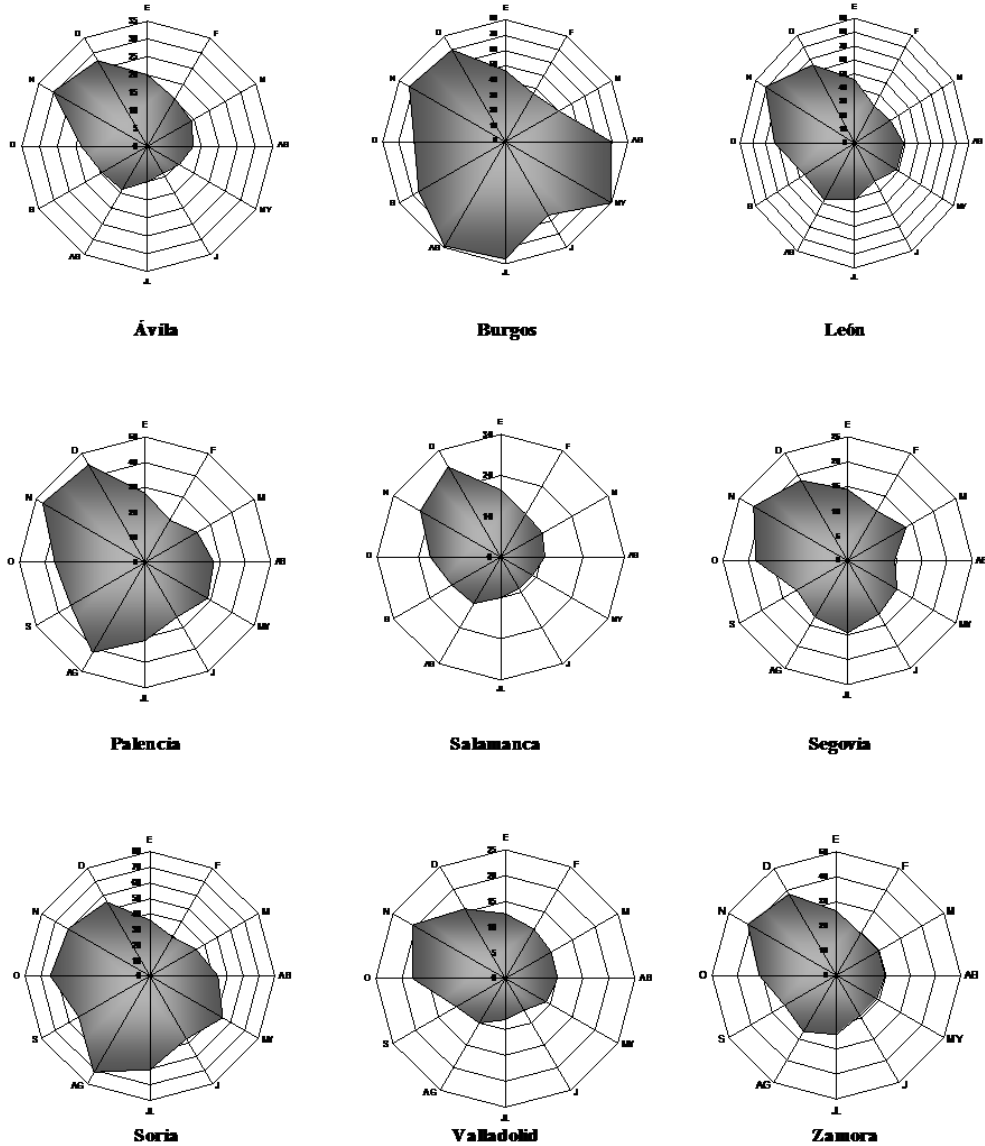


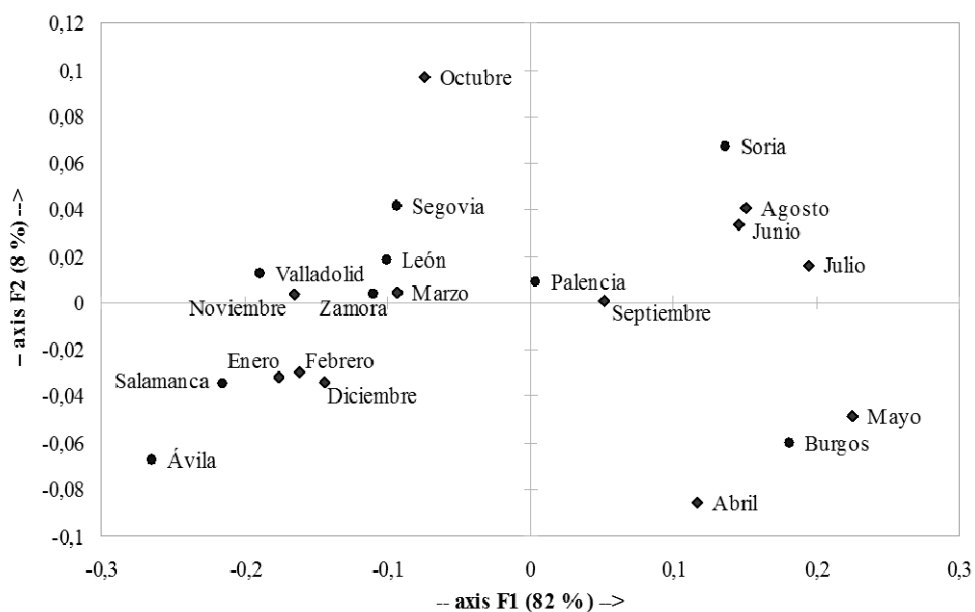


Tabla 11. Resultados de la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis de comparación de K muestras para evaluar la existencia de diferencias mensuales estadísticamente significativas.

	χ^2	g.l.	p-valor
Ávila	26,69	11	0,002
Burgos	26,595	11	0,005
León	14,701	11	0,197
Palencia	28,967	11	0,002
Salamanca	25,521	11	0,008
Segovia	16,964	11	0,109
Soria	30,42	11	<0,001
Valladolid	15,747	11	0,151
Zamora	17,192	11	0,102

En un análisis de correspondencias, que nos permite apreciar mejor las diferencias interprovinciales, se observan las relaciones entre éstas y los meses de mayor siniestralidad que corresponden al otoño e invierno en la mayoría de las provincias. Distanciadas del resto se encontrarían Soria y Burgos que se diferencian por sus elevadas tasas de CVA durante los meses de verano y de primavera respectivamente.

Figura 42. Distribución mensual por provincias de los accidentes con fauna involucrada y recogidos por la Guardia Civil de Tráfico en Castilla y León para el período 2002-2006.

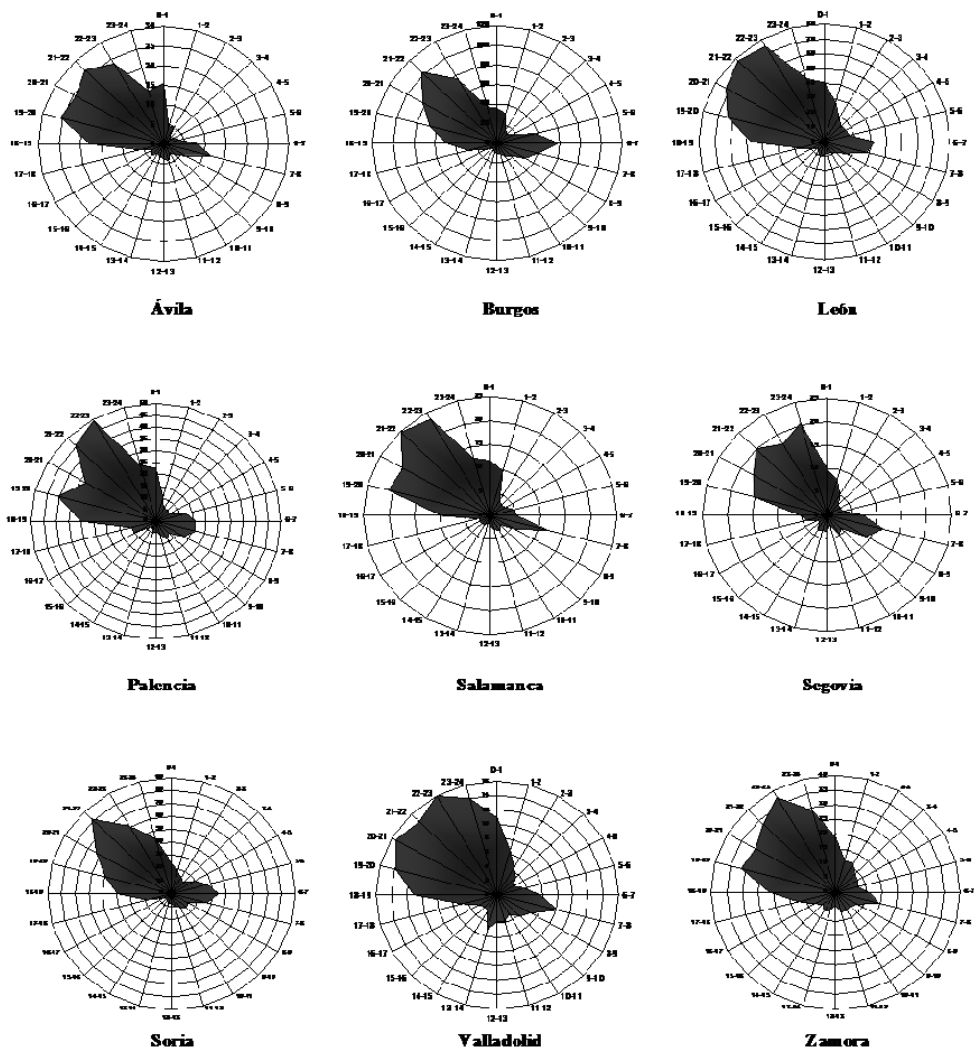




	F1	F2
Eigenvalue	0,022	0,002
Varianza %	82,207	7,886
V.acumulada %	82,207	90,093

A diferencia de la distribución mensual de CVA, el reparto de las mismas según la hora que han tenido lugar varía muy poco de unas provincias a otras porque los factores implicados son comunes a todas las especies.

Figura 43. Distribución horaria de los atropellos de fauna según provincia para el período 2002-2006





Así, según los resultados de la prueba de Kruskal-Wallis, las CVA no se distribuyen de manera homogénea en ninguna de las provincias castellano-leonesas sino que tienden a concentrarse en determinados tramos horarios. Además estos son los mismos en los nueve territorios, al atardecer y primeras horas de la noche (hasta la medianoche) y un pequeño repunte, más acusado en unas provincias que en otras, al amanecer. Como ya se ha comentado, responden a la conjunción de tres factores: actividad animal, intensidad de tráfico y grado de visibilidad. Así, cuando se une actividad animal intensa con un flujo elevado de tráfico y escasa visibilidad, las CVA aumentan.

Tabla 12. Resultados de la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis de comparación de K muestras para evaluar la existencia de diferencias horarias estadísticamente significativas.

	χ^2	g.l.	p-valor
Ávila	92,189	23	<0,001
Burgos	85,228	23	<0,001
León	103,66	23	<0,001
Palencia	90,237	23	<0,001
Salamanca	90,774	23	<0,001
Segovia	53,069	23	<0,001
Soria	100,684	23	<0,001
Valladolid	77,508	23	<0,001
Zamora	84,366	23	<0,001

5.2.2 Distribución de los atropellos provinciales según especie

La proporción de cada especie y/o grupo faunístico que se ve implicada en CVA varía en de unas provincias a otras, dependiendo, entre otras causas, de la propia distribución espacial de cada especie. Ésta, a su vez, atiende a criterios meramente ecológicos y biogeográficos pero también a razones históricas o humanas, tanto en las salvajes (por ejemplo con las reintroducciones) como en las domésticas. Así, la *figura 44* recoge la contribución porcentual de las distintas especies al total de CVA en cada provincia.

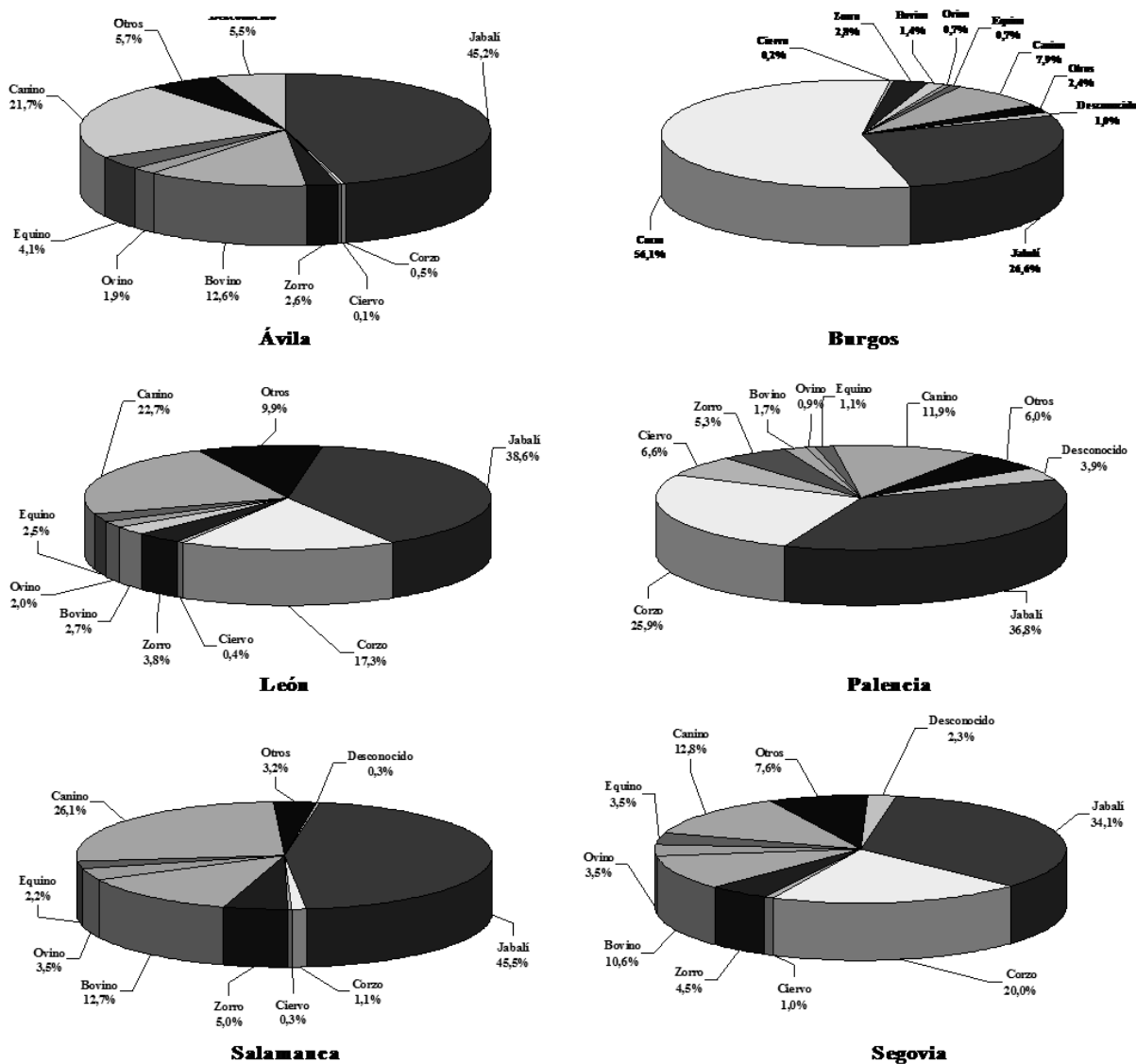
En Ávila la especie más involucrada es el jabalí con un 45,2% de las CVA, siendo la única de las salvajes con una participación notable. Los cérvidos son testimoniales (0,1% el ciervo y 0,5% el corzo). La proporción de domésticas es importante, con un 21,7% los perros, pero aun más destacables son el 12,6 del bovino y el 4,1% del equino. Burgos, la provincia con un mayor número total de CVA, se diferencia del resto por el elevado porcentaje de CVA,

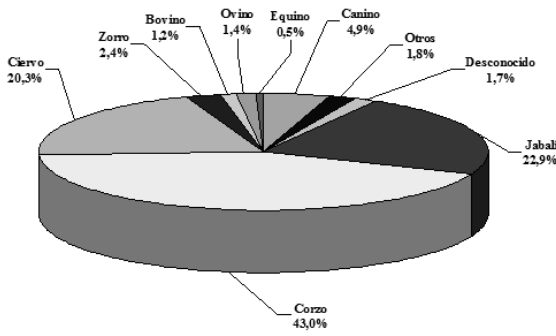


también en términos absolutos, con implicación del corzo, en concreto un 56,1%. En segunda posición se encuentra jabalí (26,6%). Sin embargo, apenas participa el ciervo. En porcentajes, la única doméstica relevante es el perro, un 7,9%. En cuanto a silvestres, en León también destacan tanto el jabalí (38,6%) como el corzo (17,3%), estando el ciervo (0,4%) prácticamente ausente en los registros. Los domésticos, numerosos en valor absoluto, representan una pequeña parte del total, a excepción del perro (22,7%), pero superior a muchas otras provincias, máxime si consideramos exclusivamente la cifra total. Palencia es una de las pocas provincias castellano-leonesas que cuenta con registros de las tres principales especies de caza mayor, jabalí (36,8%), corzo (25,9%) y ciervo (6,6%). La contribución de las salvajes es muy superior, ya que, incluso el perro presenta porcentajes medios (11,9%). Salamanca presenta muchas similitudes con Ávila, con un papel destacado del jabalí (45,5%), ausencia casi total de cérvidos, y porcentajes elevados de fauna doméstica. También reseñable la participación del ganado bovino (12,7%), aunque proporcionalmente sea más alta la de perro (26,1%). Segovia se ubicaría próxima a las otras dos provincias meridionales, pero la población de corzos asentada en las inmediaciones de Guadarrama introduce una nueva variante a las distribuciones anteriores. Así, el corzo protagoniza el 20% del total de las CVA. Jabalí (34,1%), bovino (10,6%) y cánidos domésticos (12,8%) también ocuparían posiciones destacadas. Soria, la provincia con más CVA por unidad de superficie y kilómetro de vía, se diferencia del resto por el papel desempeñado por el ciervo, especie implicada en el 20,3% de las CVA, superior al resto de provincias. Sin embargo, el mayor porcentaje lo representa el corzo con casi la mitad de los registros (43%). El jabalí también arroja cifras considerables (22,9%). La cifra de CVA con fauna doméstica es bastante reducida. Valladolid sería el extremo opuesto a Soria, con el porcentaje de CVA más alto para el perro (42,9%). De los silvestres únicamente cabe destacar al jabalí (30,7%) y el zorro (8,9%), secundario en el resto de territorios provinciales. Zamora, al igual que Palencia y Soria, posee registros de los tres artiodáctilos silvestres más comunes. Jabalí (38%), corzo (15%), ciervo (8%) y cánido doméstico (22%) son las especies más atropelladas (de las que se tiene registro).

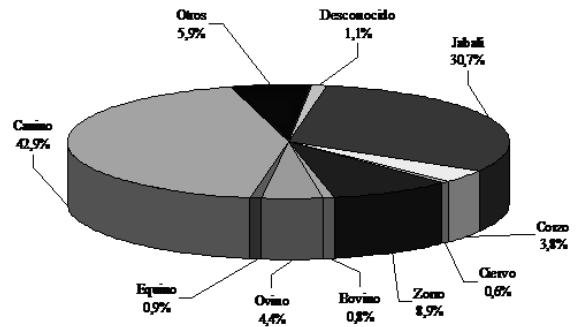


Figura 44. Contribución de cada especie al total de atropellos de cada provincia de la región.

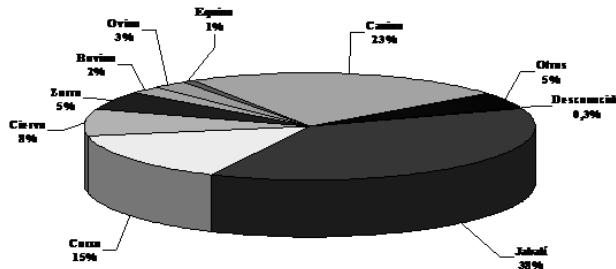




Soria



Valladolid

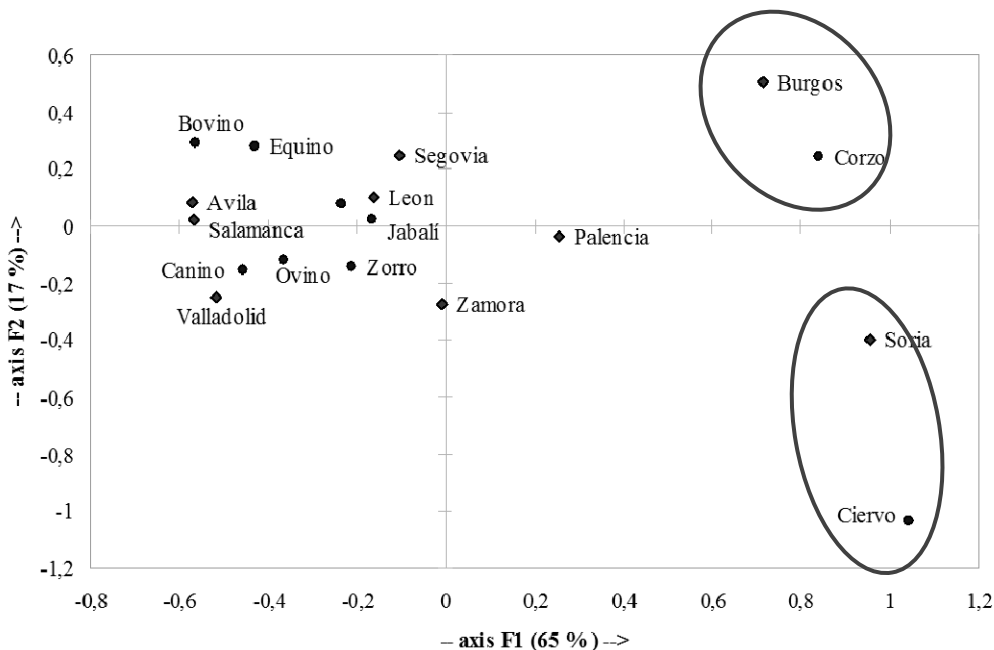


Zamora

Tanto en el análisis de correspondencias de la *figura 45* como en el cluster de la *figura 46*, se muestran las similitudes entre las diferentes provincias de acuerdo a la composición por especies del conjunto de CVA registradas en cada territorio. Las vinculaciones más fuertes y por las que se destacan del resto son Burgos con los corzos, y Soria con los ciervos. Valladolid se encontraría bastante relacionado con los atropellos de cánidos domésticos. Ávila y Salamanca próximos a los domésticos, bovino y equino. León, Palencia, Zamora y Segovia se ubicarían en una posición más central.

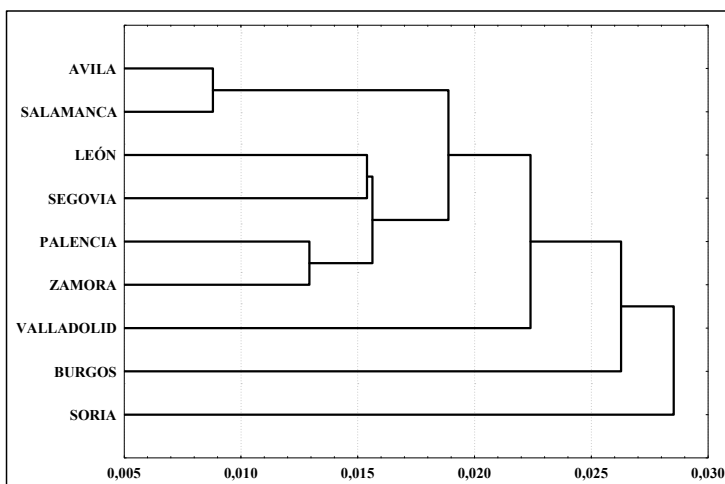


Figura 45. Análisis de correspondencias provincias-especies atropelladas. La tabla asociada recoge los valores de los eigenvalues y la varianza explicada por los dos ejes



	F1	F2
Eigenvalue	0,271	0,071
Varianza %	64,951	16,912
V.acumulada %	64,951	81,864

Figura 46. Análisis jerárquico de las relaciones entre provincias según la composición de atropellos por especie





En la *tabla 13* se recoge un resumen provincial de las CVA, pero esta vez relativizado según la superficie provincial, a la superficie cinegética y a la longitud total de vías de cada una. En los tres casos domina Soria, seguida de Burgos. La relativización permite observar como Palencia, debido a su extensión más reducida, presenta índices mayores que León, la cual cuenta con un número absoluto de colisiones más elevado

Tabla 13. Número de CVA por provincia en función de su superficie y la longitud de su red viaria

	Superficie	Sup. cinegética	Long. Vías	Nº CVA 2002-2006	Nº CVA / superf* año (100 Km ²)	Nº CVA / sup. cineg * año (100 Km ²)	Nº CVA / 100 Km. vías* año
Ávila	8.048	7.065	2.716	1.090	2,71	3,09	8,03
Burgos	14.309	13.856	5.958	4.109	5,74	5,93	13,79
León	15.468	14.150	5.931	3.371	4,36	4,76	11,37
Palencia	8.035	7.634	2.800	2.095	5,21	5,49	14,96
Salamanca	12.336	11.361	3.697	959	1,55	1,69	5,19
Segovia	6.949	6.321	2.464	932	2,68	2,95	7,56
Soria	10.287	9.892	3.320	3.071	5,97	6,21	18,5
Valladolid	8.202	7.640	2.816	836	2,04	2,19	5,94
Zamora	10.559	9.680	3.308	1.723	3,26	3,56	10,42

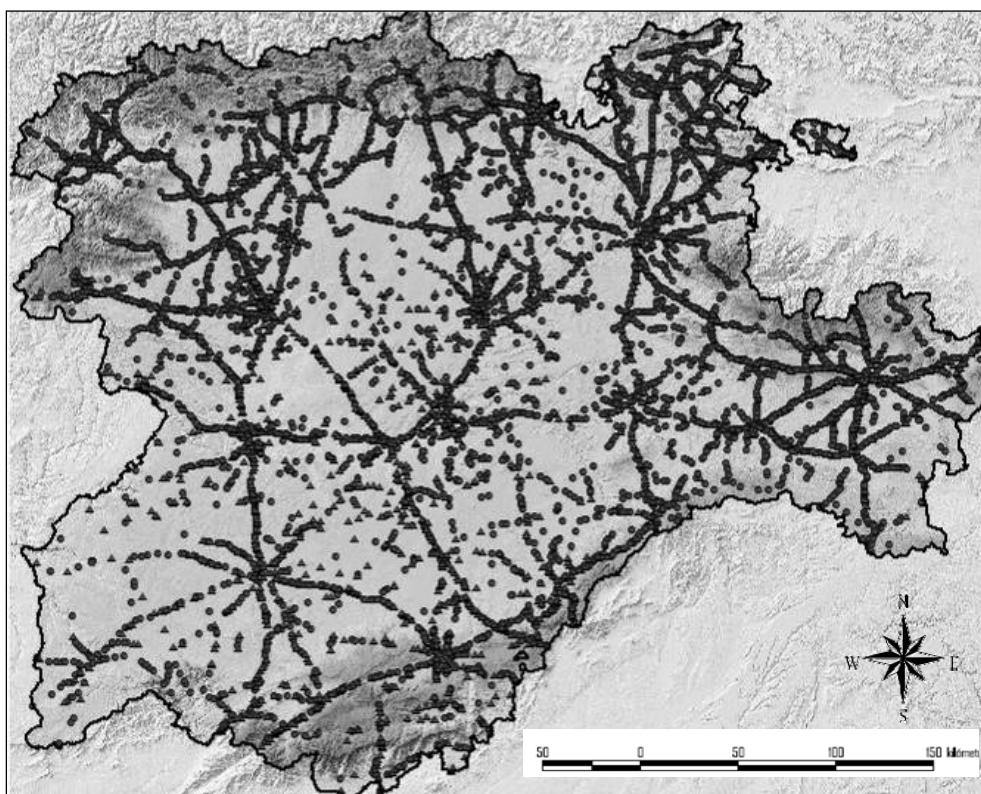
Distribución espacial de las CVA en Castilla y León

Domésticas y Salvajes

De acuerdo a la *figura 47* existen diferencias sustanciales en la distribución espacial de las CVA según sea la especie involucrada doméstica o silvestre. La figura hay que interpretarla teniendo en cuenta que la capa de domésticas, menos numerosa, se sitúa por encima de la de silvestres, enmascarándola en parte. Los atropellos de especies domésticas resultan más frecuentes en el interior de la meseta, en especial Valladolid, Ávila, Salamanca y Zamora (el número de atropellos que muestran las estadísticas para León es muy elevado pero no se reflejan en el mapa puesto que, como ya se comentó en la metodología, no han sido facilitados los datos de atropellos de domésticas anteriores al 2005), ligados a los grandes núcleos urbanos, aunque también diseminadas por el centro e incluso en los pastizales de alta montaña. En el caso de las especies silvestres, los atropellos están más vinculados con las zonas montañosas y bordes de sierra que bordean la meseta castellana, en especial las provincias de León, Palencia, Burgos, Soria y noroeste de Zamora.



Figura 47. Distribución espacial de las CVA en Castilla y León para el periodo 2002-2006, diferenciándose por silvestres (en círculos) y domésticos (en triángulos).

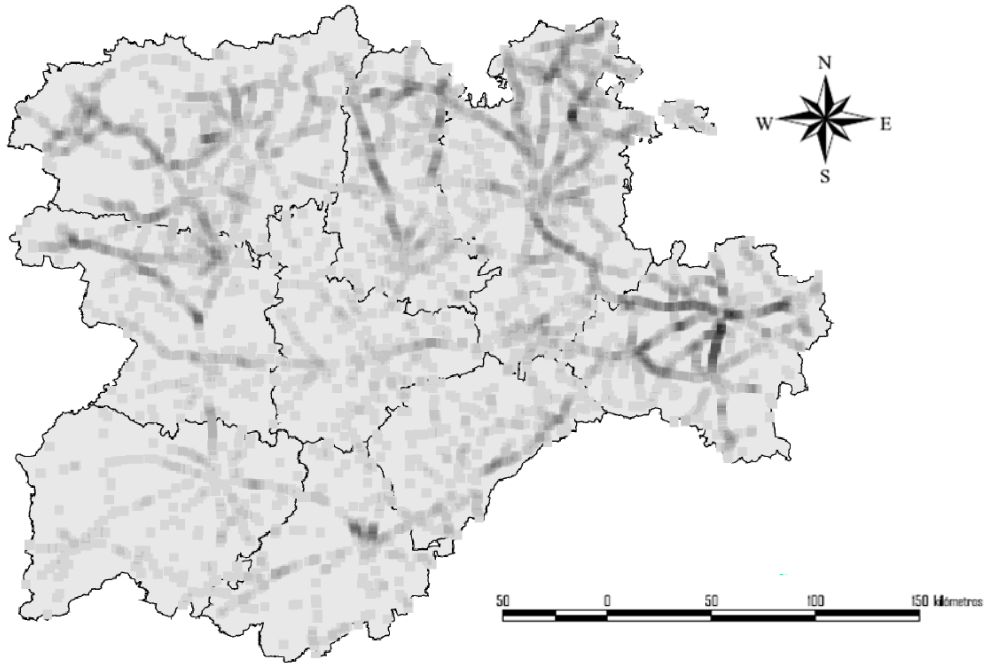


En la *figura 48* se recoge la densidad de atropellos de fauna silvestre para la Comunidad de Castilla y León. Cuanta más intensidad presenten las tonalidades grises mayor será la concentración de CVA. A simple vista ya destacan cinco de las nueve provincias: Soria, Burgos, Palencia, León y Zamora. En la Provincia de Soria las principales carreteras en cuanto a número de colisiones son las que parten de la capital hacia Almazán (N-111), Logroño (N-111), Zaragoza (N-122), Valladolid (N-122) y la carretera entre Almazán y San Esteban de Gormaz (CL-116). En Burgos, tomando como referencia la capital, las nacionales que van a Soria (N-234), a Bilbao (N-1), CL-629 y a Santander (N-623). En Palencia la N-111 desde la capital dirección Santander sobre todo a partir de Osorno la Mayor, la CL-615 (pasado Carrión de los Condes) y la P-212 entre Velilla del Río Carrión y Cervera de Pisuerga. En León la A-6 y la N-VI que discurren paralelas y potencian la aparición de sinergias, en especial a su paso por los Montes de León. También destacan las carreteras radiales que parten de la capital y de Ponferrada. En Zamora la N-631 (Sierra Culebra) y la



N-525 (Sierra Culebra y Sanabria). En Ávila cabe señalar el entorno de la capital y, en Segovia, las proximidades de Guadarrama y Sierra de Ayllón.

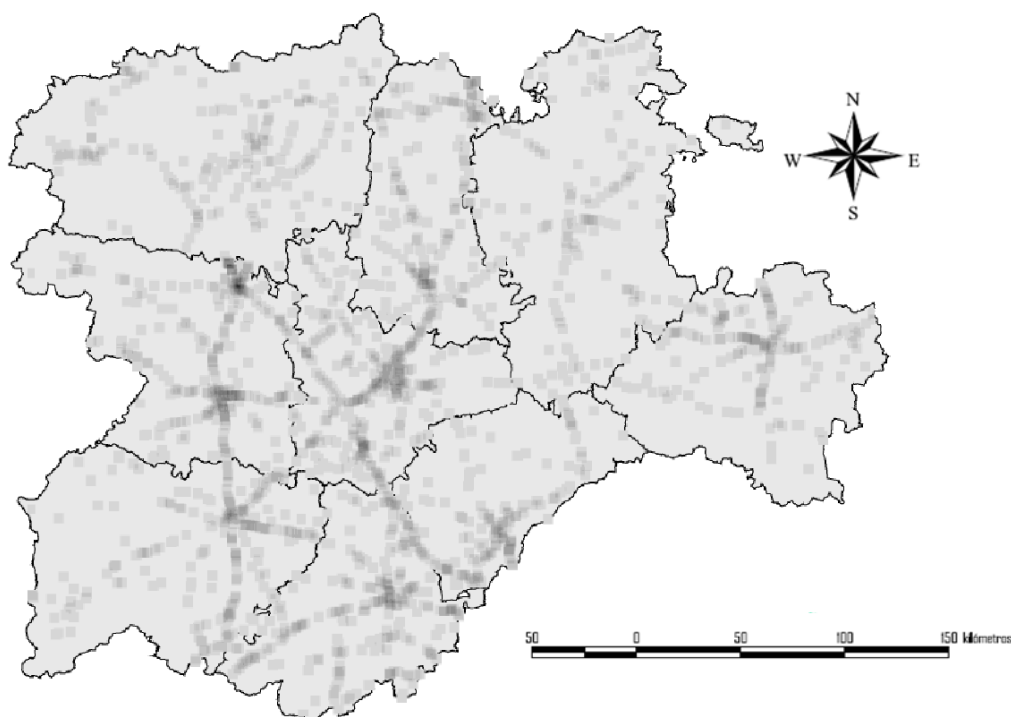
Figura 48. Densidad de atropellos de fauna salvaje en Castilla y León para el período 2002-2006



La mayor parte de atropellos de fauna doméstica corresponden a perros, y, ya que éstos mantienen una estrecha relación con asentamientos humanos, las mayores densidades de atropellos se ubican en el entorno de las grandes aglomeraciones urbanas, como bien refleja la *figura 49*. En Zamora ciudad, las CVA se concentran principalmente en la N-122 dirección Este y N-630 direcciones Norte y Sur, y, dentro de la provincia, en Benavente en toda la zona de la vega, pero sobre todo en la A-6 dirección León. En Valladolid destacan la proximidad de la capital (circunvalación V-20) y la A-62 hasta Tordesillas, también la confluencia de vías en Medina del Campo. Las salidas por la A-62 hacia Noreste y Suroeste y la N-501 de la ciudad salmantina. Ávila capital y sus inmediaciones, en especial la N-403. La ciudad de Segovia (CL-601 Noroeste y Sureste, y N-110 hacia Sureste) sobre todo en dirección a Madrid. En Soria ciudad y la vía N-234. En la aglomeración urbana de Palencia en CL-615, CL-613 y A-62, y en la Comarca de la Pernía. En las provincias de Burgos y León las densidades son menores, aunque, en el caso de León se debe tener presente que sólo se cuentan con los registros de dos años para las domésticas.



Figura 49. Densidad de atropellos de fauna doméstica en Castilla y León para el período 2002-2006



Jabalí

Por su elevada plasticidad ecológica el jabalí es capaz de adaptarse a una amplia variedad de ambientes, lo que se refleja en la distribución espacial de las CVA. Así, como indican *figura 50* y *figura 51*, las CVA se reparten por todo el territorio regional, incluida la cuenca central del Duero. Esto supone una neta diferencia respecto a los cérvidos, más ligados a las masas boscosas de la periferia. Concentraciones elevadas de CVA se localizan en el límite provincial entre Zamora y León, donde se vinculan a una extensa área de cultivos de regadío ligada a la vega del Río Esla y sus afluentes. También en la zona centro de la provincia de León y en la comarca del Bierzo. En Palencia en torno a la capital y la vega del Río Carrión. En Las Merindades, el entorno de Aranda de Duero, y pie de la Sierra de la Demanda en Burgos. La vega del Duero, Picos de Urbión, periferias de Soria y Almazán, y Sierras del Moncayo en la provincia de Soria. En Valladolid también se concentran en torno a la vega del Duero, prolongándose al territorio zamorano, donde además de las áreas ya comentadas, se aglutinan en la Sierra de la Culebra (comarca de Aliste en general) y



Sanabria. En Salamanca, los atropellos son más frecuentes en torno a la capital y las comarcas con predominio del cultivo agrícola: la Armuña, Alba de Tormes y Peñaranda. En Ávila, principalmente en las vías que parten de la capital y para Segovia en las vías que discurren paralelas o en las inmediaciones de la Sierra de Guadarrama. Por carreteras, en la provincia de León destacan la asociación A-6 y N-VI, la N-120 (al igual que LE-144) desde Valverde de la Virgen hasta Astorga. La palentina CL-615 de la capital a Guardo, la nacional N-234 (en la proximidad de los Sabinares del Arlanza) y CL-629 (Valle de Mena) burgalesas, la N-234 en su parte soriana junto a la N-111 a Almazán (máximo en el Cubo de la Solana) o la N-122 hacia San Esteban de Gormaz (zona del El Burgo de Osma), también contienen tramos de especial concentración de AVC de jabalí. También señalar la parte este de la N-122 vallisoletana (Sardón de Duero, Quintanilla de Onésimo, Quintanilla de Arriba), el inicio de la N-631 en territorio zamorano (Perilla de Castro) y una parte del trayecto en la N-630 entre Zamora y Salamanca (términos municipales de Cubo del Vino, Corrales y Topas). Así como en torno a Ávila capital, N-501, AV-804, y N-403 y en Segovia las estribaciones del Parque de Guadarrama, en especial Torre Val de San Pedro y limítrofes.

Figura 50. Distribución espacial de las CVA de jabalí en Castilla y León para el período 2002-2006

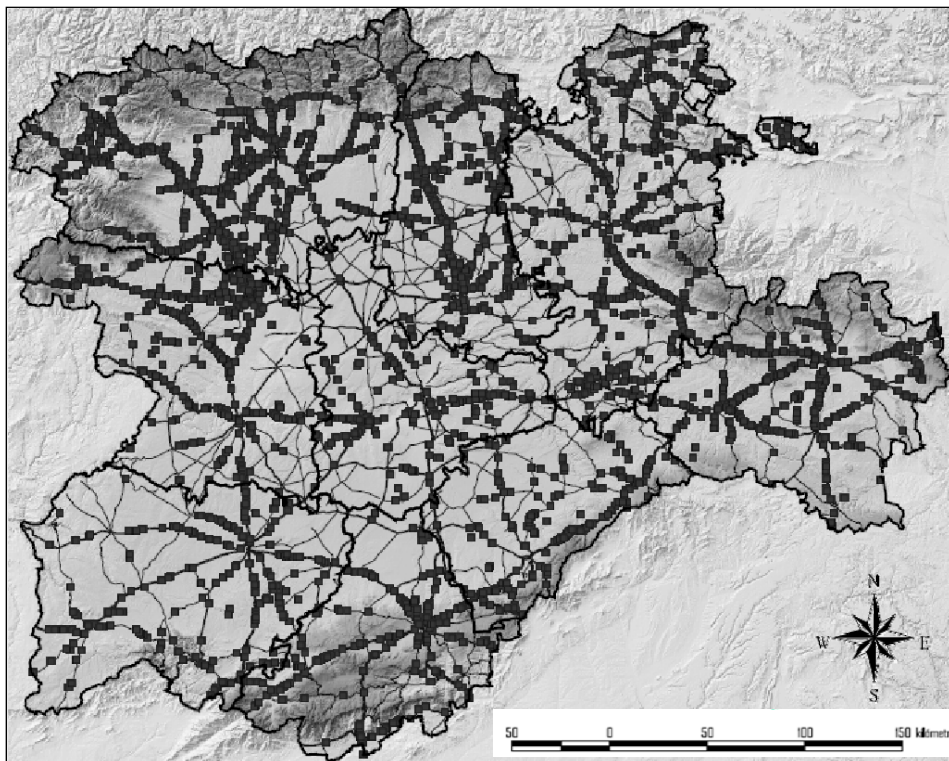
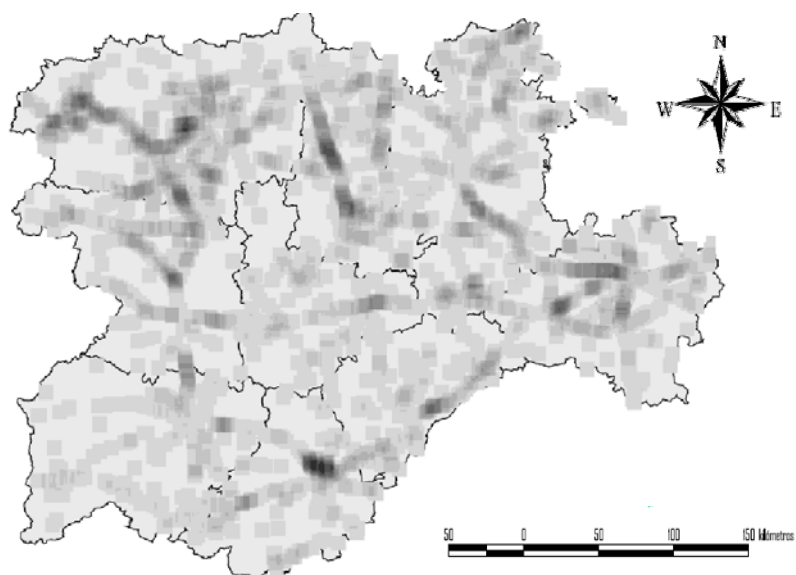




Figura 51. Densidad de atropellos de jabalí en Castilla y León para el periodo 2002-2006



Corzo

En el caso del corzo también se tienen partes de accidente de CVA para las nueve provincias de la comunidad, ubicados especialmente en la periferia montañosa, aunque también hay registros en el corazón de la meseta (*Figura 52 y Figura 53*). Las CVA se distribuyen en la provincia de León por el Norte, montañas de Luna y Riaño, y Oeste, la Cabrera y el Bierzo, con citas puntuales en la zona de Sahagún. En Palencia son abundantes en el Norte, Montaña Palentina, identificándose para el conjunto provincial un gradiente de frecuencias latitudinal, siendo todavía frecuentes en las comarcas de Los Páramos y Campos, sobre todo en aquellas carreteras que siguen los principales cursos fluviales que se dirigen al Duero. Se extienden prácticamente por todo el territorio de Burgos, disminuyendo en dirección Suroeste desde las Merindades y la Bureba hasta las comarcas del Arlanza y la Ribera de Duero. En Soria los accidentes se extienden por todo el territorio provincial, aunque son menos frecuentes en la zona de Arcos del Jalón, al Sureste. En comparación son menos numerosos en el Sistema Central, donde resultan más frecuentes en la Sierra de Guadarrama y Ayllón en Segovia. Con carácter puntual existen registros en Gredos y los del Valles del Tiétar y Alberche en Ávila, en Béjar-Sierra de Francia y Gata en Salamanca y en el cuadrante Noroccidental de Zamora, Sierra de la Culebra y Sanabria. Aunque escasos, también se cuenta con registros de CVA en la provincia de Valladolid, en



la parte sureste, vinculados a la Tierra de Pinares vallisoletana (al igual que la parte segoviana). Por carreteras, en Burgos destacan las carreteras N-623, CL-629, N-627, la N-232 (también N-I) a la altura de los Montes Obaranes, todas ellas procedentes de la capital con dirección norte. Los municipios con una mayor concentración son Oña, Trespaderne, Villarcayo de Merindad de Castilla la Vieja, y Valle de Baldelezana. Así mismo destaca la N-234 con destino Soria. En esta última provincia se centran en la continuación de la N-234 en San Leonardo de Yagüe, la N-111 a Almazán en Los Rábanos y la CL-116 a su paso por Bayubas de Abajo, Quintanas de Gormaz y Berlanga de Duero. La otra área principal se sitúa en la Comarca zamorana de Sanabria, en la N-525 y la ZA-104 en los municipios de Palacios de Sanabria, Puebla, Robleda-Cervantes y Galende. También cabe señalar el Noreste de Segovia en la N-110 limitando con tierras sorianas, dentro de Riaza, Sepúlveda y Fresno de Cantespino.

Figura 52. Distribución espacial de las CVA de corzo en Castilla y León para el período 2002-2006

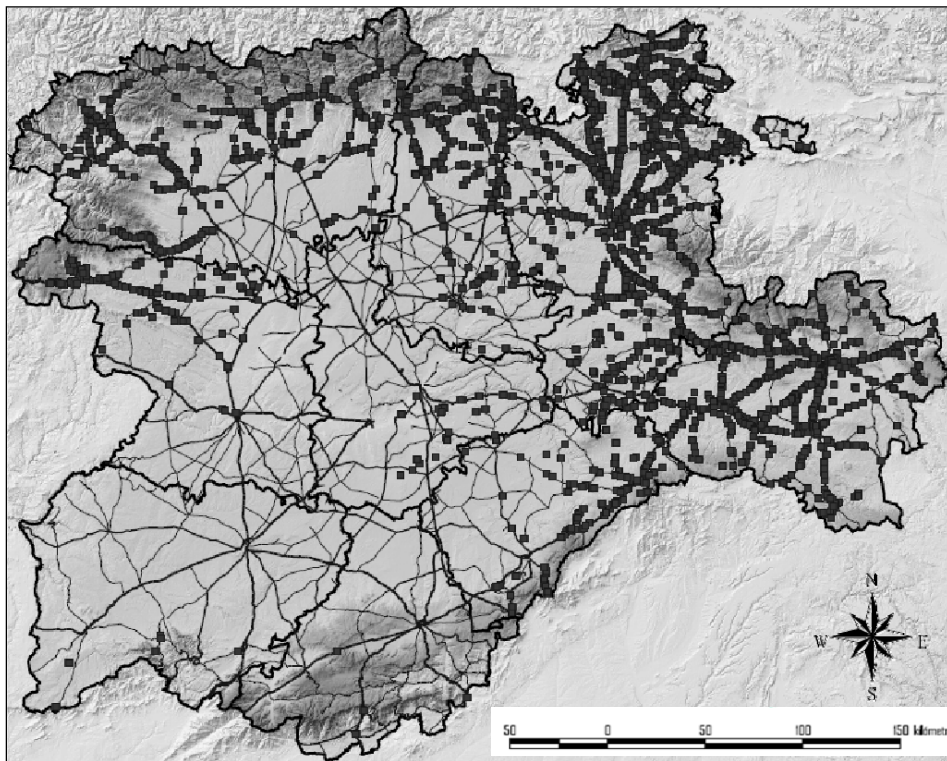
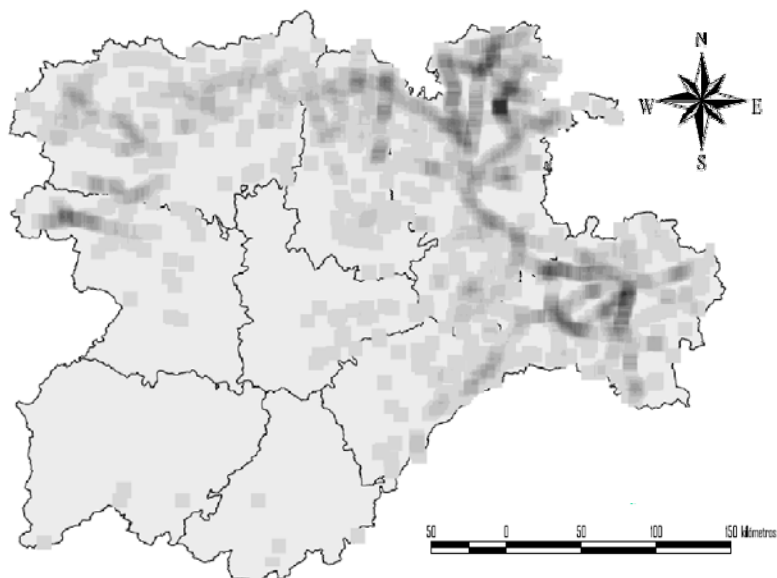




Figura 53. Densidad de atropellos de corzo en Castilla y León para el período 2002-2006



Ciervo

Las CVA con ciervo en la comunidad están vinculadas a la areola montañosa (Figura 54 y Figura 55). Se emplazan principalmente en las provincias de Soria, Palencia y Zamora, aunque también se cuenta con registros en las otras seis. El ciervo es uno de los protagonistas de las colisiones en Soria, éstas se concentran en el Norte y Centro provincial (Tierras Altas, zona Pinares-Picos de Urbión, Sierras del Moncayo, Soria-Gómara, Almazán), en especial las vías que de manara radial convergen en la capital. También hay algún registro en el Sur y en el Este soriano. En Palencia las CVA se aglutinan en el Norte, en Fuentes Carrionas y Fuente el Cobre, la Montaña Palentina. En Zamora, al igual que el otro cérvido, las CVA tienen lugar en Noroeste provincial, en las carreteras que discurren por la Sierra de la Culebra y la comarca sanabresa. La cuarta provincia en importancia sería León, con partes procedentes de la comarca de la Cabrera y de la montaña central y oriental de la Cordillera Cantábrica leonesa. En Burgos hay registros en la Sierra de la Demanda y Neila, y los Montes Obaranes. Para la Tierra de Pinares en Valladolid, Guadarrama en Segovia, Valle de Iruelas en Ávila y las sierras del Sur salmantino hay datos puntuales. Por carreteras, en Soria destaca, por encima de todas las demás carreteras de la Comunidad, la vía que une la capital con la villa de Almazán (N-111). Recientemente, y tras múltiples pruebas (señalización, espejos, desbroces de la vegetación colindante...), se ha acometido su vallado con objeto de reducir el elevado número de CVA que en apenas 30 kilómetros de carretera se producían todos



los años. También señalar la N-111 hacia Logroño, la 122 a Zaragoza y la misma a Valladolid. Otras a incluir serían la SO-810 y SO-820. En la provincia de Palencia subrayar la autonómica CL-626 entre los municipios de Cervera de Pisuerga y Guardo. En Zamora destacan la nacional N-631 que bordea la Reserva Regional de Caza “Sierra de la Culebra” y la N-525 al norte de la misma y ya en las inmediaciones de Sanabria.

Figura 54. Distribución espacial de las CVA de ciervo en Castilla y León para el período 2002-2006.

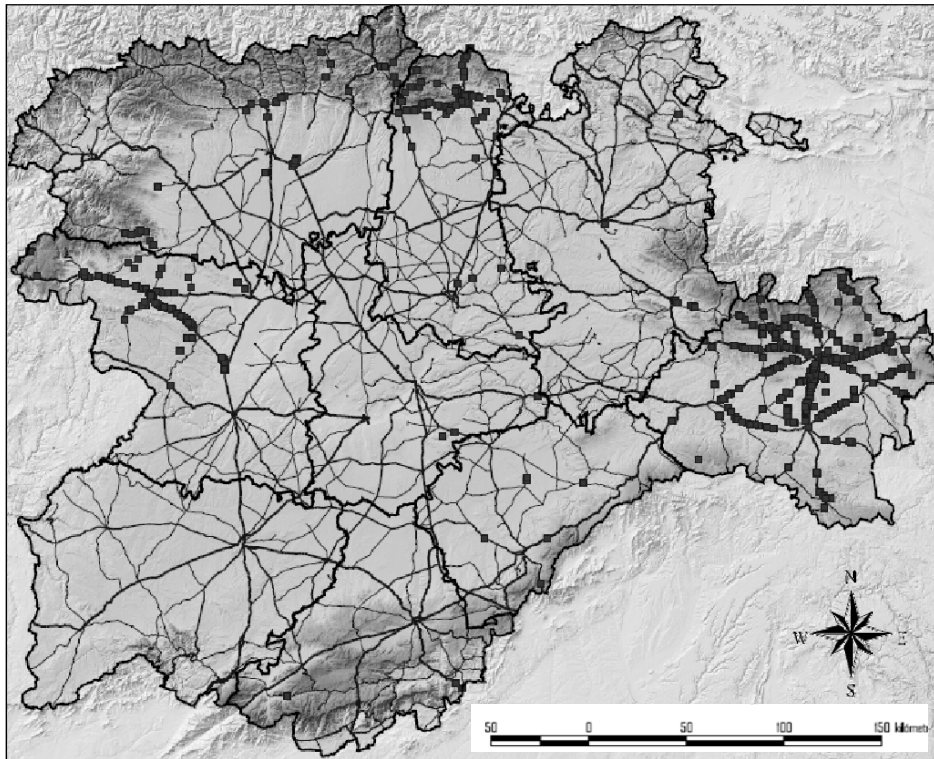
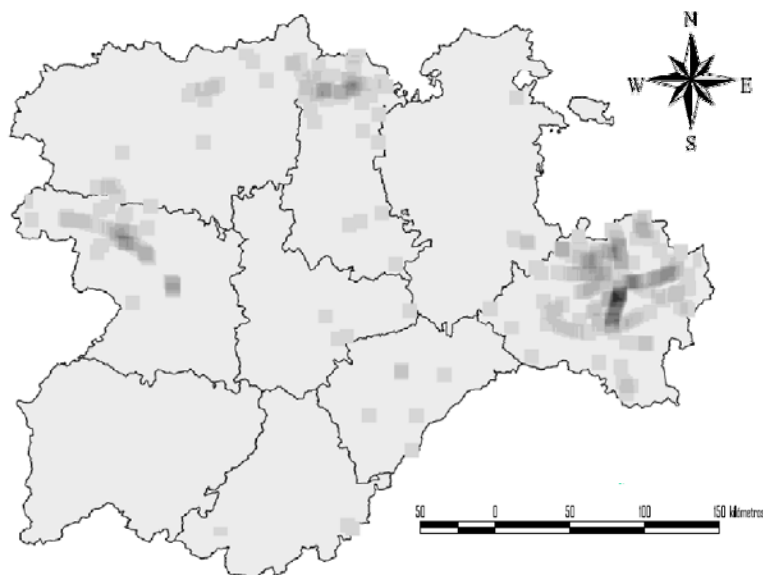




Figura 55. Densidad de atropellos de ciervo en Castilla y León para el período 2002-2006



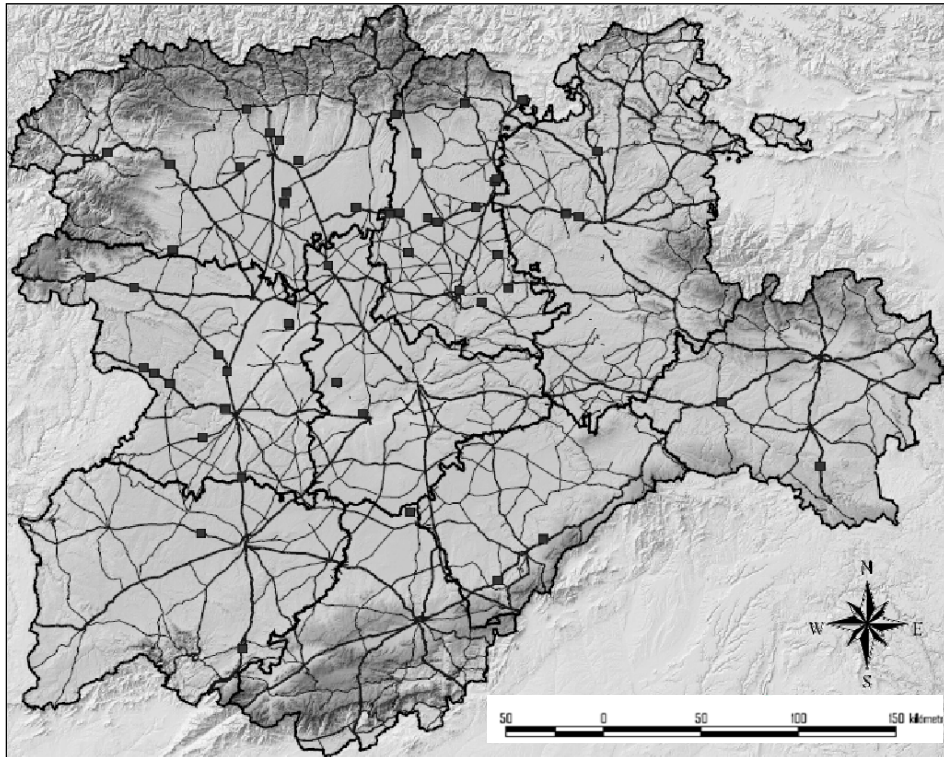
Lobo

Se tienen para las nueve provincias partes de CVA en los que el lobo ha sido el protagonista, aunque Zamora, León y Palencia cuentan con un mayor número de registros (*Figura 56*). En Zamora se emplazan en la comarca de Aliste, Sierra de la Culebra, uno de los principales bastiones ibéricos para la especie, en la Carballada y Sanabria. También sufren considerables bajas por colisión las poblaciones asentadas en las campiñas y páramos de la Meseta Norte, la llanura de Campos (este de Zamora, Centro y Sureste de León, centro y sur de Palencia, y norte de Valladolid). Se producen algunos atropellos en las estribaciones de la Cordillera Cantábrica y, con carácter puntual, en Burgos (alguno próximo a la capital), Soria (cerca del Burgo de Osma y Almazán), Segovia (en las estribaciones de Guadarrama), Ávila (límite provincial con Valladolid), y Salamanca (comarca de Ledesma y en las inmediaciones de la sierra, cerca de Guijuelo). Este último punto se encuentra fuera del área de distribución que se considera para la especie en la actualidad. De hecho, en determinadas zonas se ha constatado su presencia en base a atropellos. Por términos municipales se tiene a Fonfría en la comarca de Alcañices y Cerecinos de Campos en la comarca de Campos-Pan, ambos en la provincia de Zamora. En León, Campos de Villavidel y Cabrereros del Río en la zona del Esla por un lado, y Sariegos y Villaquilambre por otro. Saldaña, Lagartos y Ledigos, Bustillo del Páramo de Carrión y Calzada de los Molinos, y Santa Cruz de Boedo y Herrera de Pisuerga, constituirían las 4 áreas palentinas para las que se han registrado varias CVA de este cánido, las dos primeras



en la comarca de Saldaña, la segunda en Campos y la tercera en la comarca de Boedo-Ojeda. En Burgos cabe destacar la zona de Isar - las Quintanillas en la occidental Comarca del Arlanzón.

Figura 56. Distribución espacial de las CVA de lobo en Castilla y León para el período 2002-2006



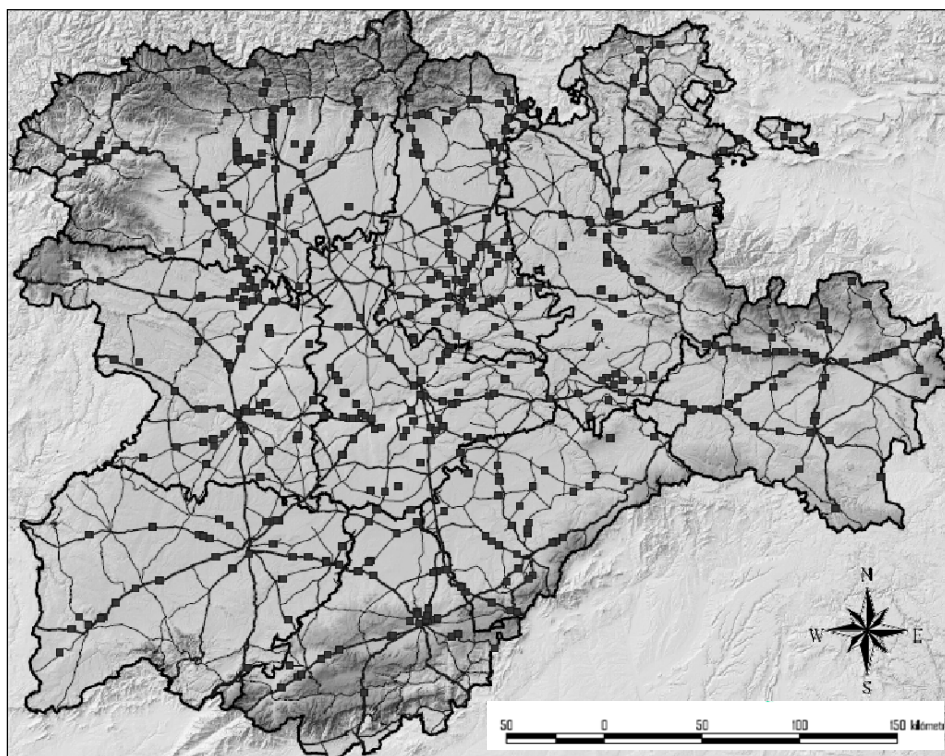
Zorro

Para el zorro sucede algo similar al caso del jabalí, ya que se trata de una especie abundante y de una amplia valencia ecológica. Su versatilidad a la hora de adaptarse a diferentes hábitat explica que la distribución espacial de las CVA con zorro (*Figura 57*) se extienda por gran parte del territorio regional. A la vista de la figura parece que las CVA con esta especie se concentran en mayor medida en zonas con cierta heterogeneidad del interior de la meseta, contándose con escasos registros en el borde montañoso. Al igual que para los cánidos domésticos, aunque un poco menos marcada, existe una aglutinación importante de colisiones en las proximidades de núcleos urbanos, puesto que los zorros aprovechan en buena medida los recursos que proporcionan los medios humanos. Así, destacan las proximidades (vías radiales) de ciudades tales como Ávila, Zamora, Palencia, Aranda, Tordesillas o Benavente. Aunque muy



repartidos, los partes pueden considerarse como más abundantes para las provincias de Valladolid, León, Palencia y Zamora. El número de CVA real es muy superior puesto que, al tratarse de una especie de reducido tamaño, muchas CVA se quedan sin registrar (casi todos los registros pertenecen a carreteras de alta capacidad donde los accidentes pueden presentar mayor gravedad). No obstante parece lógico considerar que las tendencias serán similares.

Figura 57. Distribución espacial de las CVA de zorro en Castilla y León para el período 2002-2006



Otras especies silvestres

Se han constatado CVA con tejón, especie de preferencias forestales, en todas las provincias, destacando Burgos (las Merindades, Sierra de la Demanda) y Soria (inmediaciones de la Sierra Pinariega, y Sierra de Cabrejas). Poco frecuentes en Palencia, Valladolid o Zamora. Los partes de accidente con lagomorfos implicados (debido al escaso tamaño, su número y distribución real es, por lógica mayor), liebre y conejo, se relacionan fundamentalmente con la llanura cerealista característica del centro, sobre todo para el



segundo. Los atropellos de liebres se distribuyen por una superficie territorial más amplia, extendiéndose por el conjunto regional, aunque tienden a evitar las zonas de montaña. Mayor cantidad de partes se registra para las Tierras de Campos vallisoletana y palentina, y en las Merindades burgalesas. El gamo se ha introducido en la comunidad con fines cinegéticos y las CVA se relacionan con cotos de caza donde se cría (este de Burgos cerca de Lerma, próximo a la ciudad de Segovia, San Bartolomé de Pinares en Ávila, Aldeanueva de la Sierra en Salamanca, y Santibáñez de la Pena en Palencia). Los datos de rebeco se restringen a la Cordillera Cantábrica en su parte leonesa (el entorno de Riaño). Aunque el área de distribución del artiodáctilo incluye la Montaña Palentina, en ésta no se han registrado CVA, o al menos, no hay partes de los mismos.

Cartografía de puntos negros según provincia

En este apartado se presenta una lista por provincia de los principales tramos de concentración de colisiones. Se incluye la denominación de la carretera, los kilómetros inicial y final del tramo, la longitud del mismo, y el número de atropello. A partir de estos se datos se obtiene un índice de mortalidad. Por último se describen las especies para las que se tiene constancia de atropellos en cada tramo (*Tabla 14-22*).

Tabla 14. Puntos negros de CVA en la Provincia de Ávila

Carretera	PK inicial	PK final	Longitud Tramo	Nº CVA	Nº CVA / Km. * año	Especies
N-403	141,1	148,6	7,5	67	1,79	J P B
N-501	8,5	15,5	7	59	1,69	J B
AV-804	0,3	4,7	4,4	20	0,91	J Z P B
N-110	307	309,4	2,4	20	1,67	J P B
N-110	303	305,5	2,5	16	1,28	J P
N-110	243,7	248,7	5	16	0,64	J P B E
CL-505	33,2	35,5	2,3	11	0,96	J B

Leyenda B: bovino; E: equino; J: jabalí; P: perro; Z: zorro.



Tabla 15. Puntos negros de CVA en la Provincia de Burgos

Carretera	PK inicial	PK final	Longitud Tramo	Nº CVA	Nº CVA / Km. * año	Especies
BU-530	0,7	4,2	3,5	21	1,2	Co J
BU-542	3,9	4,8	0,9	13	2,89	Co J P
BU-550	27,2	28,9	1,7	10	1,18	Co J
BU-550	2,2	6,1	3,9	30	1,54	Co J
BU-910	10,4	11,8	1,4	14	2	Co J
BU-910	5,3	7,5	2,2	17	1,55	Co J Z
BU-925	6,4	8,1	1,7	9	1,06	Co J
BU-V-5021	18,5	22	3,5	19	1,09	Co J
CL-628	3,8	5,3	1,5	15	2	Co J
CL-629	101,2	108	6,8	37	1,09	Co J
CL-629	93,1	95,5	2,4	15	1,25	Co J
CL-629	65,2	66,4	1,2	12	2	Co J
CL-629	58,7	60,7	2	18	1,8	Co J
CL-629	20,3	21,1	0,8	9	2,25	Co J
N-120	88,1	89,5	1,4	12	1,71	Co J
N-232	500,5	506,9	6,4	76	2,38	Co J P
N-234	479,9	481	1,1	13	2,36	Co J
N-234	475,9	477,8	1,9	22	2,32	Co J P
N-234	465,7	469,9	4,2	36	1,71	J Co
N-234	458,6	464,4	5,8	40	1,38	Co J
N-234	451,7	455,9	4,2	32	1,52	Co J
N-234	445,6	447,8	2,2	21	1,91	Co J
N-234	439,4	441	1,6	14	1,75	Co J
N-623	53,6	55,7	2,1	21	2	Co J
N-627	35,9	41,3	5,4	39	1,44	Co J P
N-629	35	35,9	0,9	10	2,22	Co J
N-629	7,9	9,7	1,8	15	1,67	Co J
N-629	40,3	41,4	1,1	13	2,36	Co J
N-I (AP-1)	275,5	276,8	1,3	7	1,08	Co J Z P

Legenda Co: corzo; J: jabalí; P: perro; Z: zorro.

**Tabla 16.** Puntos negros de CVA en la Provincia de León

Carretera	PK inicial	PK final	Longitud Tramo	Nº CVA	Nº CVA / Km. * año	Especies
A-6	360,2	361,4	1,2	13	2,17	J Co G
A-6	282,5	289,6	7,1	32	0,9	J P
LE-125	15,3	20,2	4,9	27	1,1	J Co Z
CL-624	0,2	4,8	4,6	16	0,7	J P
CL-626	131,7	133,9	2,2	10	0,91	J P
CL-626	151,2	152,6	1,4	9	1,29	Co J
CL-631	7,8	8,5	0,7	6	1,71	J O Z
CL-631	13,5	15,5	2	9	0,9	J Co
CL-631	21,7	23,1	1,4	11	1,57	J Co
LE-125	22,5	24,3	1,8	22	2,44	J Co
LE-125	26,5	27,9	1,4	15	2,14	J Co Z
LE-126	8,9	11,5	2,6	12	0,92	J Co Ci
LE-126	3,5	4,5	1	8	1,6	J Co
LE-142	13,7	15,2	1,5	7	0,93	J Co Ci
LE-311	18,8	20,2	1,4	8	1,14	J Co Z
LE-441	16,5	20	3,5	42	2,4	J Co Z
LE-441	13,5	15,5	2	15	1,5	J Co Z
LE-451	16,5	17,8	1,3	9	1,38	Co J
LE-711	1,8	3,2	1,4	9	1,29	J Co P O
LE-711	25,4	26,8	1,4	7	1	J Co
LE-715	0,5	3,1	2,6	11	0,85	Co J
N-120	341,7	343,5	1,8	23	2,56	J Co Z
N-536	13,9	16,2	2,3	13	1,13	Co J
N-621	69,7	70,9	1,2	6	1	Co J P
N-621	22,5	23,5	1	7	1,4	J Co
N-625	58,9	60,4	1,5	7	0,93	J Co Z P
N-625	23,3	26,6	3,3	14	0,85	J
N-630	115,3	116	0,7	7	2	J Co P
N-630	122,6	128,1	5,5	22	0,8	Co J
N-630	130,3	134	3,7	19	1,03	J Co L
N-VI (A-6)	397,5	399,5	2	16	1,6	J Co Z P
N-VI (A-6)	379,8	381,7	1,9	14	1,47	J
N-VI (A-6)	326,1	327,8	1,7	17	2	J Co P L

Legenda Ci: ciervo; Co: corzo; G: gato; J: jabalí; L: lobo; O: ovino; P: perro; Z: zorro.

**Tabla 17.** Puntos negros de CVA en la Provincia de Palencia

Carretera	PK inicial	PK final	Longitud Tramo	Nº CVA	Nº CVA / Km. * año	Especies
CL-626	187,6	192,1	4,5	37	1,64	J Co Ci P
CL-626	200,8	204	3,2	20	1,25	J Co Ci P
CL-626	205,3	209,6	4,3	31	1,44	J Co Ci L
P-210	1,3	2,5	1,2	10	1,67	Ci J
CL-626	217,4	219,3	1,9	21	2,21	Ci J Co
CL-626	226,2	227,3	1,1	9	1,64	Co Ci J
CL-626	229,1	232,4	3,3	36	2,18	J Co O
P-220	10	11,4	1,4	24	3,43	Co J Ci
P-220	6,2	7,45	1,3	10	1,6	J Co C
N-627	72,4	74,3	1,9	13	1,37	Co J
N-611	100,7	102	1,3	12	1,85	Co J
N-611	94,8	98,5	3,7	28	1,51	Co J
N-611	84,35	85,5	1,15	11	1,91	Co J
N-611	69,4	73,9	4,5	22	0,98	J L
N-611	62	67,6	5,6	38	1,36	J Co P
CL-615	14,1	28,3	14,2	89	1,25	J P Ci Z
CL-615	70,8	74,9	4,1	31	1,51	J L Co Li
CL-615	85,6	87,6	2	17	1,7	J Co
P-405	11,9	14,8	2,9	13	0,9	Co Ci J P
CL-615	43,8	54,4	10,6	105	1,98	J Co P Z T C
CL-615	55,5	57,6	2,1	10	0,95	J Z
CL-615	63,3	65,4	2,1	17	1,62	Co J

Leyenda Ci: ciervo; Co: corzo; J: jabalí; L: lobo; Li: liebre O: ovino; P: perro; T: tejón; Z: zorro.

Tabla 18. Puntos negros de CVA en la Provincia de Salamanca

Carretera	PK inicial	PK final	Longitud Tramo	Nº CVA	Nº CVA / Km. * año	Especies
N-501	72,3	79,5	7,2	23	0,8	J P B Z
N-630	314	317,9	3,9	22	1,41	J P
N-630	310,4	312,1	1,7	11	1,62	J P
N-630	356,2	358,48	2,28	10	1,1	J P
SA-300	12,4	13,85	1,45	6	1,03	J Z
N-620	228,4	230,2	1,8	6	0,83	P

Leyenda B: bovino; J: jabalí; P: perro; Z: zorro.

**Tabla 19.** Puntos negros de CVA en la Provincia de Segovia

Carretera	PK inicial	PK final	Longitud Tramo	Nº CVA	Nº CVA / Km. * año	Especies
CL-601	123,5	125,1	1,6	8	1	Co E P B Po
CL-601	118,9	120,6	1,7	7	0,82	J P E
N-110	172	175,2	3,2	22	1,38	J Co P Z
N-110	162	169,8	7,8	42	1,08	J Co B
N-110	154,7	157,3	2,6	14	1,08	J Co P Z
N-110	138,2	139,8	1,6	16	2	Co J
N-110	126,95	128,3	1,35	12	1,78	J Co B
N-110	118,8	121	2,2	21	1,91	J Co
N-110	111,1	113,2	2,1	11	1,05	J Co
N-110	106,2	108,6	2,4	9	0,75	J Co

Legenda B: bovino; Co: corzo; E: equino; J: jabalí; P: perro; Po: porcino; Z: zorro.

Tabla 20. Puntos negros de CVA en la Provincia de Soria

Carretera	PK inicial	PK final	Longitud Tramo	Nº CVA	Nº CVA / Km. * año	Especies
CL-116	71,5	72,6	1,1	14	2,55	Co J Ci Z
CL-116	5,9	10,3	4,4	30	1,36	Co J
CL-116	11,9	15,4	3,5	26	1,49	Co J Ci
N-111	212,1	218,5	6,4	96	3	Co Ci J Z P
N-111	199,2	210,5	11,3	143	2,53	Co Ci J Z P
N-111	195	198	3	33	2,2	Co Ci J P O
N-111	240	242	2	30	3	Ci Co J
N-111	250,2	251,4	1,2	18	3	Ci Co J
N-111	170,5	171,5	1	15	3	Co J O
N-122	179,3	182,8	3,5	46	2,63	Co J Ci
N-122	201,3	204,6	3,3	41	2,48	Co J Ci
N-122	205,7	209	3,3	31	1,88	Co J Ci
N-122	121,8	125,5	3,7	47	2,54	Co J Ci Z
N-122	115,9	118,1	2,2	21	1,91	Co Ci J Z P
N-122	128	130,2	2,2	24	2,18	Co Ci J Z P
N-122	144,2	146,7	2,5	31	2,48	Ci J Co Z P
N-234	379,8	382,9	3,1	40	2,58	J Co Ci Z
N-234	371,3	375,2	3,9	45	2,31	J Co Ci Z
N-234	362,5	364,5	2	34	3,4	J Co Ci P



N-234	392,3	393,7	1,4	12	1,71	J Co
N-234	386,5	388,8	2,3	23	2	J Co
N-234	346,6	348,8	2,2	30	2,73	Co J Ci
SO-100	9,8	12,7	2,9	39	2,69	J Co Ci
SO-920	30,3	32,3	2	22	2,2	Co J Ci
SO-P-1001	0,5	3,9	3,4	33	1,94	Co Ci

Leyenda Ci: ciervo; Co: corzo; J: jabalí; P: perro.

Tabla 21. Puntos negros de CVA en la Provincia de Valladolid

Carretera	PK inicial	PK final	Longitud Tramo	Nº CVA	Nº CVA / Km. * año	Especies
N-122	323,4	324,7	1,3	17	2,62	J
N-122	330,6	331,7	1,1	15	2,73	J Co
N-122	338,1	343,4	5,3	23	0,87	J Z O E P
A-6	156,6	160	3,4	16	0,94	J P
A-62	181,8	182,8	1	6	1,2	J P G
A-62	147,4	147,7	0,3	4	2,67	J Co P
A-6	186	187,9	1,9	10	1,05	J P
N-601	160,5	161,4	0,9	8	1,78	P J O

Leyenda Co: corzo; E: equino; G: gato; J: jabalí; P: perro; O: ovino.

Tabla 22. Puntos negros de CVA en la Provincia de Zamora

Carretera	PK inicial	PK final	Longitud Tramo	Nº CVA	Nº CVA / Km. * año	Especies
N-631	3,6	7,65	4,05	40	1,97	J Ci Z
N-631	39,8	40,8	1	16	3,2	J Ci Co
N-631	44,1	45,1	1	17	3,4	J Ci Co
N-631	30	32	2	14	1,4	J Ci
N-525	63,3	64,35	1,05	13	2,47	Co J Ci
N-525	72,6	76	3,4	24	1,41	Co Ci J P Z
ZA-104	0,8	3,3	2,5	23	1,84	Co J
N-122	465,8	467,6	1,8	18	2	J Co P B
N-122	437,2	438,6	1,4	12	1,71	J Z P
N-630	303,6	305,4	1,8	12	1,33	J B
ZA-P-1511	7,8	9,7	1,9	19	2	J Co

Leyenda B: bovino; Ci: ciervo; Co: corzo; J: jabalí; P: perro; Z: zorro.



Se han identificado para el conjunto de la Comunidad un total de 151 puntos de elevada concentración de CVA. La longitud total de estos tramos es de 418,08 Km. y en ellos se han registrados durante el periodo de estudio, cinco años, un total de 3.357 CVA. Si lo expresamos en términos relativos, en un 1,27% de la red de carreteras de la región tienen lugar el 20,30% de todas las CVA registradas. La distribución por provincias (número de puntos negros identificados, longitud media y total, número de CVA medio y total, el índice anual y su desviación típica) aparecen recogidas en la *tabla 23*.

Tabla 23. Resumen de las características de los puntos negros según provincia

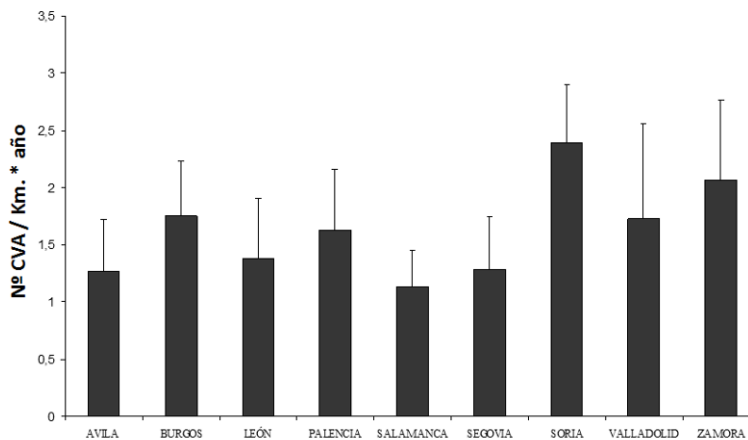
	Nº Puntos	Longitud media	Longitud total	Nº medio CVA	Nº total CVA	Nº CVA / Km. * año	Des típica
Ávila	7	2,83	31,1	29,86	209	1,27	0,45
Burgos	29	2,58	74,9	21,03	610	1,75	0,48
León	33	2,24	74	14,03	463	1,38	0,53
Palencia	22	3,56	78,3	27,45	604	1,63	0,53
Salamanca	6	3,06	18,33	10,25	98	1,13	0,32
Segovia	10	2,66	26,55	12,25	162	1,28	0,46
Soria	25	3,11	77,8	36,96	924	2,39	0,51
Valladolid	8	1,9	15,2	12,38	99	1,73	0,83
Zamora	11	1,99	21,9	16,89	208	2,07	0,69

Para las provincias de Palencia (78,30 Km.), Soria (77,80 Km.), Burgos (74,90 Km.), y León (74,00 Km.), la longitud total de tramos identificados como de alta concentración de CVA supera los 70 Km. El resto presenta longitudes menores, sobre todo Salamanca (18,33 Km.) y Valladolid (15,20 Km.). En una situación intermedia se encontrarían Ávila (29,86 Km.), Segovia (26,55 Km.) y Zamora (21,90 Km.). En cuanto al número de CVA que se han producido en los puntos negros, destaca Soria con 924 registros y le siguen Burgos (610) y Palencia (604). Luego se encontraría León con 463.

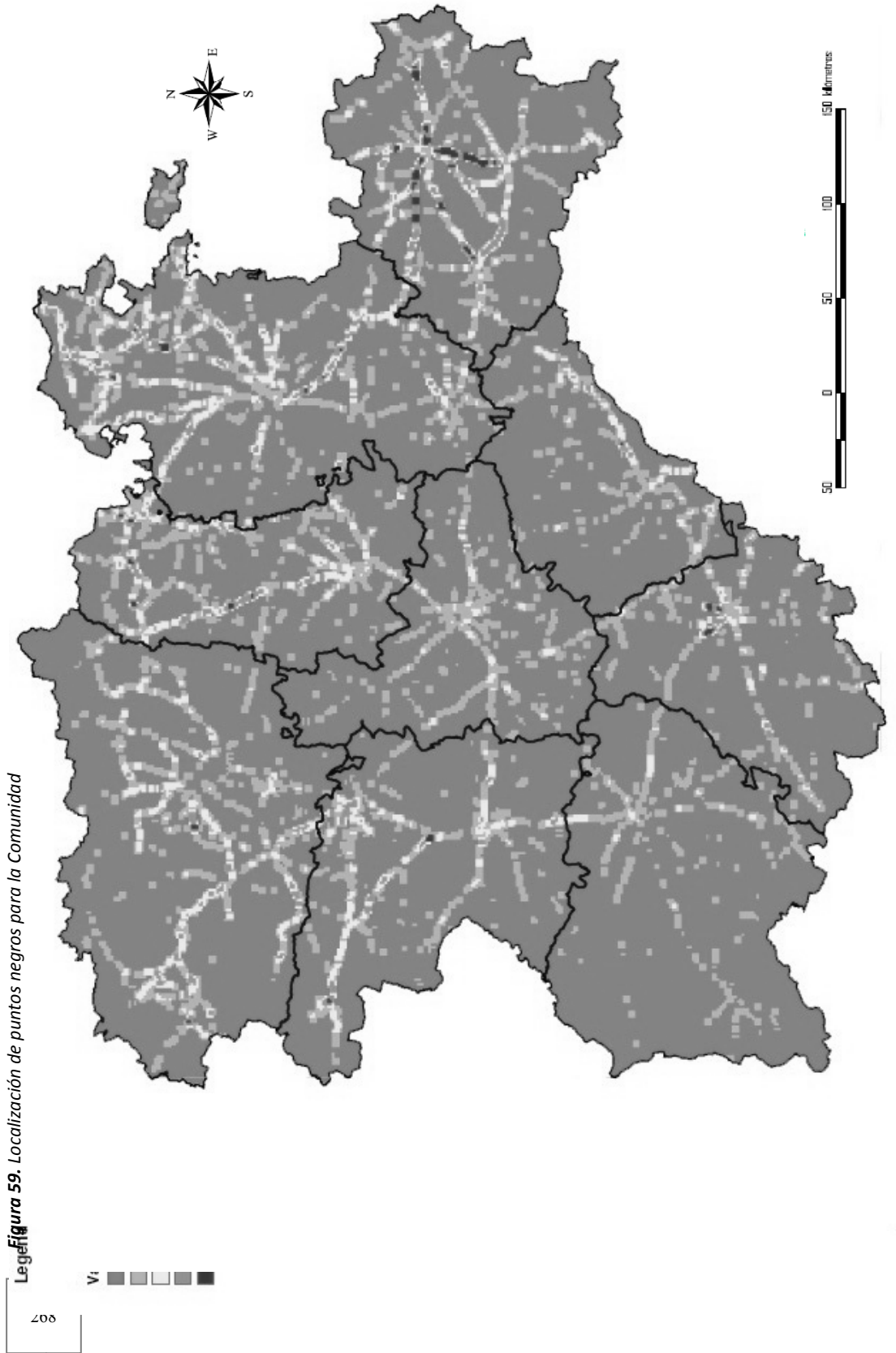
Mayor interés reviste el cálculo del número de CVA por kilómetro y año. Éste nos permite establecer una jerarquización de los puntos negros en base a la cual se puede crear un orden de preferencias en la introducción de medidas correctoras y paliativas. Si resumimos dicha información a nivel provincial (realmente se debe hacer punto por punto), tenemos que los valores más elevados se registran en Soria (*Figura 58*). En sus tramos negros, el número medio de CVA por kilómetro es de 2,39. Le siguen Zamora (2,07), Burgos (1,75), y Valladolid (1,73). En los últimos lugares se sitúan Ávila (1,27) y Salamanca (1,13).



Figura 58. Comparación provincial del número anual de CVA en los puntos negros seleccionados



En última instancia se recoge un mapa resumen de los puntos negros identificados en la red de carreteras de la Comunidad de Castilla y León.





Distribución de las CVA en relación a diferentes unidades territoriales y espacios protegidos

Distribución de las CVA en la Red de Espacios Protegidos de Castilla y León

Se han elaborado dos mapas temáticos con la misma vocación que el Proyecto MIMAR de interpretación medioambiental a través de la red nacional de carreteras, el cual incluye entre sus puntos el estudio de la mortalidad de fauna por atropello en los espacios protegidos y que ha experimentado un desarrollo mayor en la comunidad andaluza. La cartografía contiene una valoración de la situación de los espacios castellano-leoneses con algún tipo de protección en relación al número de CVA que en ellos ocurren. Los resultados del número de CVA por unidad de superficie en cada espacio perteneciente a la Red de Espacios Naturales se recoge en la *tabla 24* y los que forman parte de la Red Natura 2000, tanto LICs como ZEPAs, en la *tabla 25*.

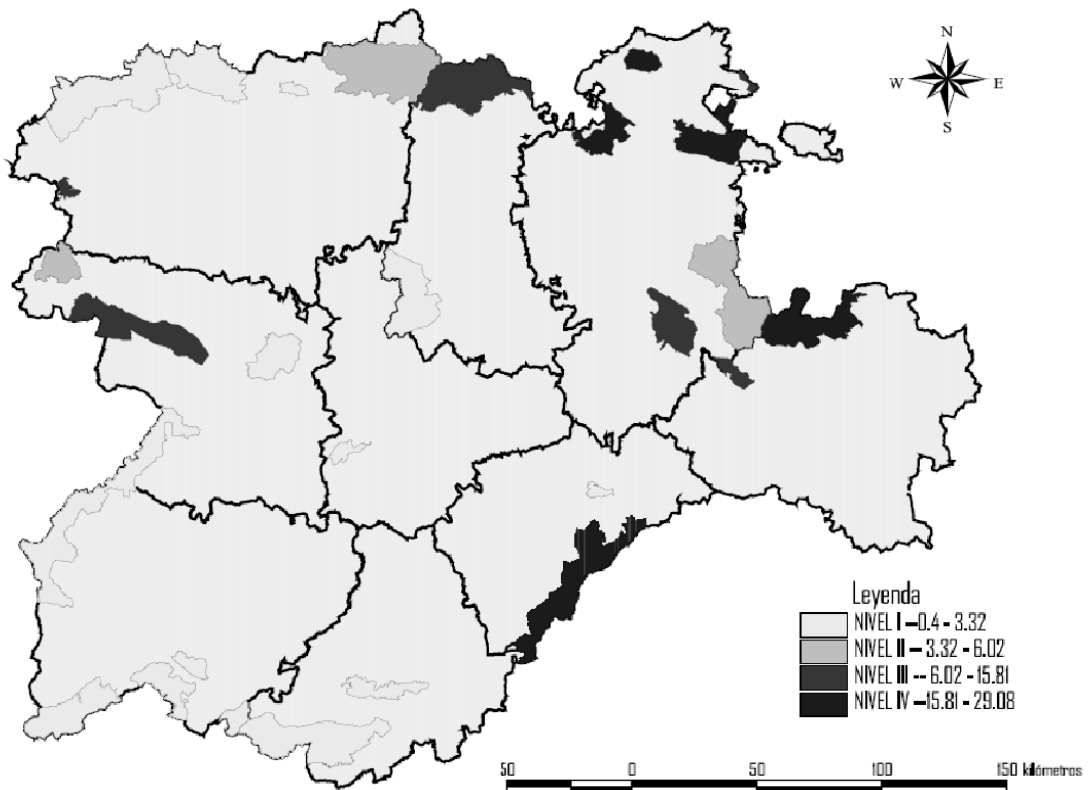
Tabla 24. Número de CVA por unidad de superficie para los espacios protegidos incluidos en la REN

REN - Red Espacios Naturales	Nº CVA	Superficie (hc)	Nº CVA / 100km ²
Hoces de Alto Ebro y Rudrón	82	28200	29,08
Montes Obarenes	113	43061	26,24
Ojo Guareña	29	13168	22,02
Sierra de Urbión	137	62266	22
Sierra de Guadarrama	160	83762	19,1
Sabinares del Arlanza	60	37940	15,81
Monte Santiago	4	2537	15,77
Las Médulas	7	5178	13,52
Sierra de la Culebra	81	67161	12,06
Fuentes Carrionas y Fuente Cobre-Montaña Palentina	92	78179	11,77
Cañon del Río Lobos	11	10202	10,78
Picos de Europa en Castilla y León	61	101337	6,02
Sierra de la Demanda	44	78936	5,57
Lago de Sanabria y alrededores	9	22679	3,97
Sierra de los Ancares	33	99334	3,32
Lagunas de Villafáfila	10	32529	3,07
Valle de San Emiliano	16	55745	2,87
Sierra de Gredos	23	86394	2,66
La Nava y Campos de Palencia	15	56748	2,64
Riberas de Castronuño	2	8421	2,38



Las Batuecas-Sierra de Francia	6	30187	1,99
Hoces del Río Duraron	1	5046	1,98
Sierra de las Quilamas	2	10281	1,95
Hoces de Vegacervera	1	5317	1,88
Candelario	2	10754	1,86
Arribes del Duero	14	106224	1,32
Sierras de la Paramera y Serrota	2	22376	0,89
El Rebollar	2	50298	0,4

Figura 60. Número de CVA de fauna en la Red de Espacios Naturales de la Comunidad de Castilla y León para el período 2002-2006 en relación a su superficie.



El conjunto de espacios de la REN presenta una superficie total de 12.142,6 Km², lo que representa un 12,88 % del total regional. Sin embargo, el total de CVA es de 1.019, un 6,16%. Por tanto, las CVA no representan, en general, un especial problema dentro de estos espacios. Su contribución por unidad de superficie incluso resulta menor a la mitad



de la media regional. Teniendo en cuenta que normalmente dichas zonas suelen albergar poblaciones faunísticas importantes, la explicación a tan bajo índice reside en la escasa o nula existencia de carreteras que soporten elevadas intensidades de tráfico. Además la densidad de la red viaria en estas zonas, escasamente pobladas y de difíciles condiciones orográficas, suele ser reducida. No obstante, se debe tener presente que los límites de muchos de estos espacios lo constituyen vías de alta IMD que discurren por zonas de transición o ecotonos con una considerable mortalidad por atropello de individuos procedentes del interior de la reserva. Estos no se incorporan a los datos aquí reflejados. No todos los espacios presentan índices similares sino que existen diferencias entre los mismos. En un nivel superior se encuentran las Hoces del Alto Ebro y Rudrón (29,08 CVA/100 Km²), Montes Obaranes (26,24 CVA/100 Km²), y Ojo Guareña (22,02 CVA/100 Km²), los Picos de Urbión en Soria (22,00 CVA/100 Km²), la Sierra de Guadarrama en Segovia (19,10 CVA/100 Km²). En un segundo grupo estarían los Sabinars del Arlanza (15,81 CVA/100 Km²) en Burgos, la Sierra de la Culebra en Zamora (12,06 CVA/100 Km²), Fuentes Carrionas y Fuente Cobre-Montaña Palentina (11,77 CVA/100 Km²), y otros pequeños espacios que presentan un elevado índice en parte por su escasa superficie.

En cuanto a los espacios pertenecientes a la Red Natura 2000, éstos suponen un porcentaje del 23,36% de territorio regional. Por otro lado, la suma de CVA alcanza los 1684, un 10,18%. Sucede algo similar que lo comentado para la REN puesto que su aportación de acuerdo a su superficie también se sitúa por debajo de la mitad de la media regional. Lo apuntado en los espacios de la REN sobre los límites es también aplicable aquí. Los resultados para cada una de las zonas protegidas se recogen en la *tabla 25*. Muchos de los espacios de la Red Natura 2000 están ya incorporados a la REN. Por tanto, los valores obtenidos y representados gráficamente en la *figura 61* se aproximan en buen grado a los anteriores.

Tabla 25. Número de CVA por unidad de superficie para los espacios protegidos incluidos en la Red Natura 2000

RED NATURA 2000 - LICs y ZEPAs	Nº CVA	Superficie (hc)	Nº CVA/100km ²
Riberas del Río Cidacos y afluentes	3	178	168,54
Riberas del Río Oca y afluentes	4	495	80,81
Riberas del Río Duratón	2	265	75,47
Montes de Miranda de Ebro y Ameyugo	47	6662	70,55
Encinares de los ríos Adaja y Voltoya	101	27048	37,34
Lagunas de Tera y Vidriales	8	2292	34,9
Riberas del Río Arlanzón y afluentes	3	973	30,83
Riberas del Río Carrión y afluentes	2	678	29,5
Montes Obarenes	112	43061	26,01



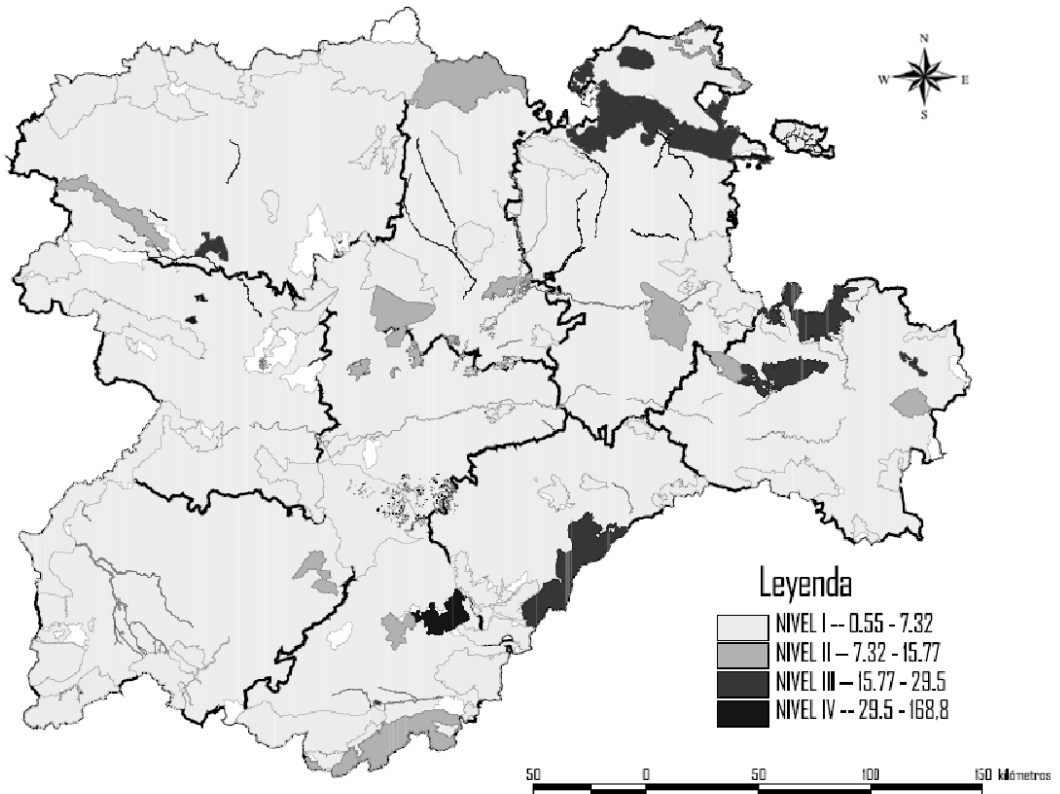
Sabinares Sierra de Cabrejas	80	32708	24,46
Riberas del Ayuda	1	426	23,47
Hoces del Alto Ebro y Rudrón	120	51558	23,27
Pinar de Hoyocasero	1	431	23,2
Ojo Guareña	29	13142	22,07
Valderia-Jamuz	20	9713	20,59
Embalse del Ebro	15	7306	20,53
Sierra de Guadarrama	139	69090	20,12
Sierra de Urbión	79	39806	19,85
Riberas del Río Orbigo y afluentes	2	1021	19,59
Quejigares y encinares de Sierra del Madero	19	10263	18,51
Sierra de la Tesla-Valdivielso	47	25420	18,49
Sabinares del Arlanza	59	37404	15,77
Monte Santiago	4	2537	15,77
Riberas del Río Alberche y afluentes	1	651	15,36
Campos de Alba	22	15443	14,25
Riberas de los Ríos Huebra y Yeltes	3	2195	13,67
Montes Torozos y Paramos de Torquemada-Astudillo	30	22982	13,05
Cañón del río Lobos	15	12238	12,26
Fuentes Carrionas y Fuente Cobre-Montaña Palentina	92	78179	11,77
Encinares de la Sierra de Ávila	15	13327	11,26
Riberas del Río Arlanza y afluentes	1	998	10,02
La Nava-Campos Sur	7	7167	9,77
Bosques del Valle de Mena	6	6481	9,26
Altos Campos de Gómara	14	15203	9,21
Lagunas de Coca y Olmedo	1	1233	8,11
Valle del Tiétar	51	64377	7,92
Montes Aquilanos	26	33280	7,81
Lagunas de Cantalejo	9	12302	7,32
Picos de Europa en Castilla y León	61	101337	6,02
Rebollares del Cea	8	13314	6,01
Campo de Argañán	10	17304	5,78
Riberas del Río Pisuerga y afluentes	1	1746	5,73
Alto Sil	24	43752	5,49
Cerro de Guisando	2	3655	5,47
Tierra de Campiñas	71	139445	5,09
Penillanuras-Campos Sur	12	23800	5,04
Altos de Barahona	22	43920	5,01



Sierra de la Demanda	33	70692	4,67
Río Alagón	1	2147	4,66
Pinares del Bajo Alberche	22	50259	4,38
Camino de Santiago	9	22698	3,97
Campo de Azaba	14	36496	3,84
El Carrascal	2	5411	3,7
Riberas del Río Duero y afluentes	2	5594	3,58
Lago de Sanabria y alrededores	11	32281	3,41
Lagunas de Villafáfila	11	32549	3,38
Llanuras del Guareña	10	30183	3,31
Campo de Aliste	2	6125	3,27
Valles del Voltoya y el Zorita	16	49375	3,24
Hoces del Río Riaza	2	6540	3,06
Omañas	7	24135	2,9
Páramo Leones	2	6916	2,89
Montaña Central de León	12	41767	2,87
Valle de San Emiliano	16	55748	2,87
Sierra de Gredos	23	86397	2,66
Sierra de la Culebra	16	61305	2,61
Monteagudo de las Vicarias	4	15541	2,57
Humada-Peña Amaya	10	39845	2,51
Campo Azalvaro-Pinares de Pegueritos	7	28374	2,47
Riberas de Castronuño	2	8421	2,38
Hoces del río Duratón	1	4954	2,02
Las Batuecas-Sierra de Francia	6	31802	1,89
Quilamas	2	10651	1,88
Montes del Cerrato	2	12235	1,63
Cigudosa-San Felices	1	6733	1,49
Sierra de los Ancares	8	55582	1,44
Sierra de Ayllón	2	14119	1,42
Páramo de Layna	1	7531	1,33
Arribes del Duero	14	107042	1,31
La Nava-Campos Norte	4	39210	1,02
Penillanuras-Campos Norte	1	13242	0,76
El Rebollar	3	49811	0,6
Cañones del Duero	1	17374	0,58
Humedales de Los Arenales	3	54936	0,55



Figura 61. Número de CVA de fauna en los Espacios de la Red Natura 2000 en la Comunidad de Castilla y León para el período 2002-2006 en relación a su superficie.



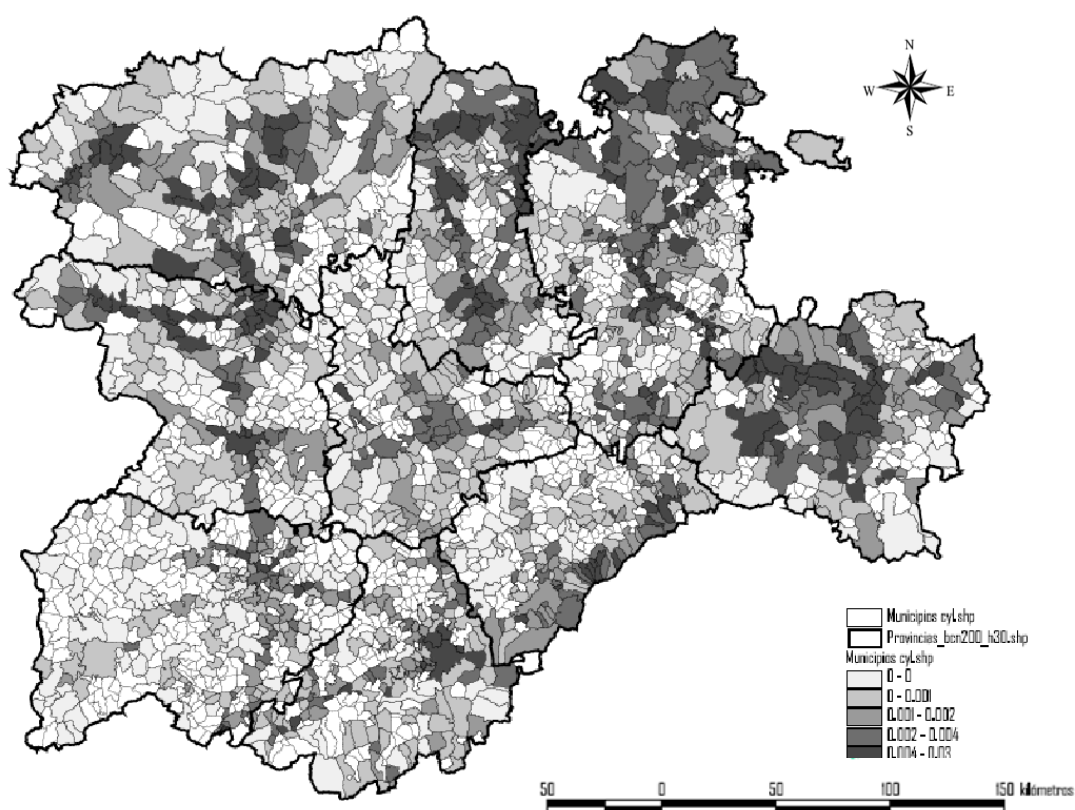
Los máximos valores del índice de CVA por unidad de superficie se recogen para los Encinares de los Ríos Adaja y Voltaya ($37,34 \text{ CVA}/100 \text{ Km}^2$), situados en las proximidades de la capital abulense. Por encima hay una serie de LICs y ZEPAs, riberas, donde los elevados índices se deben más a su escasa superficie y no tanto a un gran número de CVA. No obstante, deben considerarse por el papel atrayente que estos hábitats tienen para la fauna en general. Estos espacios son las Riberas del Río Cidacos y afluentes ($168,54 \text{ CVA}/100 \text{ Km}^2$), Riberas del Río Oca y afluentes ($80,81 \text{ CVA}/100 \text{ Km}^2$), y Riberas del Río Duratón ($75,47 \text{ CVA}/100 \text{ Km}^2$). También presentan cifras considerables los Montes de Miranda de Ebro y Ameyugo en Burgos. ($70,55 \text{ CVA}/100 \text{ Km}^2$). Con valores menores aparece otro grupo de riberas y más tarde ya zonas protegidas ya citadas en las REN. En términos absolutos el mayor número de CVA se tiene para la Sierra de Guadarrama (135).



Distribución de las CVA en Castilla y León según el término municipal

Los Sistemas de Información Geográfica aplicados a la gestión de CVA permiten tratar a la vez gran cantidad de datos de naturaleza y orígenes diversos. Las herramientas con las que estamos trabajando facilitan el tratamiento de la información en su dimensión espacial. Se ha elaborado una representación cartográfica de los municipios de Castilla y León agrupados en 5 clases según el número de atropellos por unidad de superficie que en ellos se han producido (Figura 62).

Figura 62. Número de CVA por municipio de la Comunidad de Castilla y León para el período 2002-2006 relativizado a la superficie del mismo



En la *tabla 26*, se recogen los veinte municipios de la región donde, en relación a su superficie, se han levantado más partes de CVA. Cinco de ellos pertenecen a Soria, entre ellos los dos con valores más altos, Aldeapozo (0,607 atrop./ Km.*año) y Salduero (0,446 atrop./ Km.*año). Ocho son burgaleses, dos palentinos, tres zamoranos, uno leonés y otro abulense.



Tabla 26. Los veinte municipios castellano-leoneses con mayor número de CVA por unidad de superficie

Municipio	Provincia	Nº CVA	Nº CVA /Km. * año
Aldealpozo	Soria	36	0,607
Salduero	Soria	6	0,446
La Serna	Palencia	27	0,439
Comunidad de Hortigüela, Jurisdicción de Lara y Mambriillas de Lara	Burgos	18	0,433
Villar del Campo	Soria	52	0,412
Comunidad de Quintanilla del Agua (Quintanilla-Tordueles) y Puentevedra	Burgos	12	0,411
San Miguel de Corneja	Ávila	14	0,41
Abejar	Soria	47	0,401
Bidones	Soria	140	0,394
Hospital de Orbigo	León	9	0,393
Renedo de la Vega	Palencia	43	0,387
Cubillo del Campo	Burgos	27	0,384
Comunidad de Barbadillo del Mercado, Cascajares de la Sierra y Revilla	Burgos	8	0,374
Trespaderne	Burgos	68	0,37
Hacinas	Burgos	14	0,355
Villanueva de Argaño	Burgos	14	0,354
Comunidad de Carazo y Villanueva de Carazo	Burgos	3	0,342
Pobladura del Valle	Zamora	24	0,339
Perilla de Castro	Zamora	49	0,297
Manganeses de la Polvorosa	Zamora	24	0,293

Si sólo consideramos el número absoluto de CVA (alguno de los valores anteriores se encuentra fuertemente influenciados por la superficie) los municipios varían, aunque el peso de cada provincia se mantiene. A la cabeza se ubican dos capitales de provincia, Soria (206) y Ávila (189). Siete de estos municipios son sorianos, otros siete burgaleses, tres palentinos, un abulense, un leonés y un zamorano.



Tabla 27. Los veinte municipios castellano-leoneses con mayor número de CVA en términos absolutos

Municipio	Provincia	Nº Atrop
Soria	Soria	206
Avila	Ávila	189
Burgo de Osma-Ciudad de Osma	Soria	174
Oña	Burgos	149
Cubo de la Solana	Soria	148
Los Rábanos	Soria	142
Bidones	Soria	140
Aguilar de Campoó	Palencia	136
Almazán	Soria	128
Villarcayo de Merindad de Castilla la Vieja	Burgos	122
Merindad de Río Ubierna	Burgos	115
Valle de Mena	Burgos	104
Castrocontrigo	León	97
Cervera de Pisuerga	Palencia	97
Zamora	Zamora	84
Golmayo	Soria	75
Merindad de Montija	Burgos	73
Saldaña	Palencia	72
Valle de Valdebezana	Burgos	72
Medina de Pomar	Burgos	71

V.1.4. Discusión

El número de CVA con mamíferos de cierto porte asciende en el mundo a varios millones por año (Conover *et al.* 1995, Bruinderink & Hazebroek 1996, Romin & Bissonette 1996) superando los atropellos de fauna silvestre, en los últimos 35-40 años, a la mortalidad producida por las actividades cinegéticas (Hodson 1962, Forman & Alexander 1998). Diez serían las especies de ungulados silvestres atropelladas en las carreteras europeas (Bruinderink & Hazebroek 1996) el corzo *Capreolus capreolus*, el ciervo *Cervus elaphus*, el jabalí *Sus scrofa*, el ciervo japonés *Cervus nipón*, el ibex o cabra montés europea *Capra ibex*, el rebeco *Rupicapra pyrenaica* y *R. rupicapra*, el alce *Alces alces*, el reno *Rangifer tarandus*, el introducido ciervo de cola blanca o virginiano *Odocoileus virginianus* y el gamo *Dama dama*. Cinco de ellas están presentes en la región y para todas se cuenta con partes



de accidente. La revisión sobre CVA con grandes ungulados realizada para Europa por Bruinderink & Hazebroek (1996), ha quedado ligeramente desfasada pero marca unas tendencias que pueden ser trasladadas también al momento actual.

El número de CVA, con implicación tanto de especies domésticas como salvajes, ha experimentado en Castilla y León un continuo ascenso durante los últimos años. Muchos investigadores han puesto de manifiesto tal tendencia (Bruinderink & Hazelbrook 1996, Suárez 2001, Peris *et al.* 2005, Seiler 2005). Bien es cierto que las infraestructuras son mejores y permiten mayores velocidades (Markina 1999), el parque automovilístico ha crecido de forma considerable y, en la actualidad, cada persona realiza mayores desplazamientos (Dirección General de Tráfico 2006) pero todo ello no es capaz de explicar por sí sólo el incremento de CVA en más de dos veces el número de registros obtenidos para 1999. Por tanto, parece que, en buena medida, se debería al aumento del tamaño poblacional de muchas de estas especies. Las causas de tal expansión se atribuyen a cambios en el paisaje debidos a las variaciones de carácter socio-económico (Sáez-Royuela & Tellería 1986). Se trata de una transición que tiene como elemento identificativo una evolución de la economía y de la sociedad hacia el sector terciario, que en el medio rural, sobre todo en los años 60 y 70, se traduce en un fuerte movimiento migratorio a las ciudades. La falta de mano de obra y técnicos cualificados, el descenso de las inversiones, la ausencia de emprendedores y la disminución de la rentabilidad de las explotaciones constituyen un círculo vicioso capaz de retroalimentarse y que conduce al abandono de las tierras menos productivas, especialmente en las zonas de montaña. Dicho abandono progresivo del medio rural y agrícola ha favorecido el aumento de la superficie forestal (Inventario Forestal Nacional 2005). Así, en la actualidad nos encontramos con amplios territorios sin apenas presencia humana que resultan óptimos para el crecimiento demográfico de las poblaciones de ungulados silvestres. Por la propia dinámica de los ecosistemas estas explotaciones pronto vuelven a ser colonizadas por la vegetación natural. Además, se han reducido los aprovechamientos forestales y el uso de la madera como combustible lo que también ha favorecido la recuperación de la vegetación y por tanto el establecimiento de un medio más favorable para su desarrollo. Así, el incremento total de las CVA parece hallarse íntimamente relacionado con la evolución temporal de las especies silvestres, ya que, mientras éstas han aumentado de manera considerable, las domésticas permanecen más o menos constantes. Aunque en el trabajo no se trató de forma explícita la evolución espacial de las CVA, no obstante conviene señalar que para la provincia de Soria se ha constatado una expansión espacial de las CVA con especies silvestres, lo que se vincula a mayores densidades y áreas de distribución (Suárez 2001).

Como resulta comprensible, el listado de especies se encuentra fuertemente sesgado por el tamaño del animal, de tal modo que, cuanto mayor sea éste, los datos recogidos en los listados de las instituciones de tráfico serán más próximos al valor real (Slater 2002). De



forma general, el conductor del vehículo siniestrado llamará a las autoridades, quedando por tanto registrado en un parte, cuando como resultado de la CVA sufra algún tipo de heridas y/o daños materiales en su automóvil, y esto resulta tanto más probable cuanto mayor sea la masa corporal del animal. Habría que realizar ciertas matizaciones para el caso de las aves puesto que los daños no se deben tanto al propio impacto del vehículo contra el cuerpo del animal como al factor pantalla causado por las especies de aves de gran envergadura. Lo contrario sucede para las especies pequeñas puesto que resulta bastante infrecuente que generen daños materiales o humanos. Por este motivo no van a recogerse en las bases de datos provinciales aunque en términos ecológicos las bajas producidas en la carretera puedan suponer una amenaza mayor para la conservación de ciertas especies, en especial a nivel poblacional. Diversos estudios han demostrado que la biomasa total de los individuos atropellados pertenecientes a pequeñas especies supera con amplitud a la de las grandes por lo que se deduce que el número de bajas de los primeros es mucho mayor. Estas “víctimas silenciosas”, anfibios y reptiles, paseriformes, micromamíferos o invertebrados, perecen diariamente en nuestras carreteras sin quedar reflejadas en forma de parte de accidente. Ni siquiera existe una conciencia generalizada de la magnitud del problema entre planificadores de la red de carreteras e incluso gestores de la biodiversidad (PMVC 1992, PMVC 2003).

Los datos recopilados en el quinquenio 2002-2006 para Castilla y León muestran un reparto entre silvestres y domésticas bien diferente al obtenido en otros estudios. Éstos, aunque alejados en el tiempo, también se llevaron a cabo también en base a partes de accidente elaborados por la DGT, con un ámbito de aplicación nacional pero con tamaños de muestra muy inferiores. Tanto Ruza (1999) como Pulido (1999) obtuvieron porcentajes más elevados para las domésticas, (73,2% y 66,2% respectivamente), parámetros casi opuestos a los aquí obtenidos donde las especies silvestres protagonizan un 75% de las CVA. La composición obtenida se ajustaría más a los datos de Ruza, pues señala proporciones similares tanto cánidos domésticos, bovino y equino. Nuestros datos se asemejan más a los de Pulido (1999), quien diferencia al perro, implicado en el 46,6% de los atropellos, de los demás. Un informe más reciente, elaborado en diciembre de 2004 por el Observatorio Nacional de Seguridad Vial perteneciente a la Dirección General de Tráfico, recoge las CVA (6.227) producidas por la presencia de animales en la calzada para todo el territorio nacional durante un año desde el 1 febrero de 2003 al 31 de enero de 2004. Nuestros datos coinciden parcialmente con el estudio pues muestran un reparto para las silvestres un porcentaje del 64,7%. No obstante en Castilla y León éste es superior. La especie presente en un mayor número fueron de accidentes fue el jabalí, con 2.020 (32%), seguida del corzo (22%) y el perro (21%). Los resultados obtenidos en nuestro estudio presentan una considerable similitud en el porcentaje de jabalíes (33,6%), pero con una contribución mayor del corzo (31,1%) y menor en los cánidos domésticos (13,4%). Tres provincias castellano-leonesas ocupan las tres primeras posiciones en cuanto a frecuencia absoluta de



CVA: Burgos, León y Soria. Además son las únicas que superan las 500 colisiones. Además, las nueve provincias se ubican entre las dieciséis iniciales. El informe asimismo señala que aproximadamente el 50% de las CVA con ciervos tuvieron lugar en Soria, el 27% de los de corzo se localizaron en Burgos, y el 14% para la misma especie también en Soria. Las CVA por la presencia de jabalíes se encontraban más repartidas, pero destaca León con más del 11%.

El número de CVA con jabalí ha aumentado en buena medida desde 1999. Lo que se relaciona con el crecimiento demográfico que esta especie ha experimentado en los últimos años (Tellería & Sáez-Royuela 1985, Leránoz & Castián 1996, Markina 1998, Cahill *et al.* 2003) aunque con dos ritmos de crecimiento diferentes (Rosell *et al.* 2001). Las poblaciones castellano-leonesas se encuadrarían dentro de aquellas en las que cada año se superan los registros de la temporada anterior. Los meses con mayores tasas de atropello, de octubre a enero, coinciden con los ya apuntados en el PMVC (2003) y se vinculan al celo y las molestias derivadas del desarrollo de la actividad cinegética. No ha sido introducida la media de individuos implicados en cada colisión puesto que, en la mayor parte de ocasiones, ésta no se cuantificaba. Sin embargo, y dado el gregarismo de la especie, las CVA múltiples resultan frecuentes. Así, en un estudio francés en una autopista el 44% fueron colisiones múltiples (Carsignol 1989). Un estudio previo para la provincia de Salamanca muestra que en el período 1997-2002 se aprecia un aumento gradual de las CVA sobre la especie, y con una mayor incidencia en los meses de otoño, concretamente entre septiembre y noviembre (Peris *et al.* 2005). Dicho incremento se ha relacionado con una población más numerosa del jabalí formada en su buena medida por individuos de 4-8 meses de edad (Peris *et al.* 2005). Es de destacar que la mayor tasa de CVA, coincide con los meses en que los animales desarrollan menor movilidad circadiana –5,8 km de promedio contra los 8 km observados en invierno (Janeau & Spitz 1984)- lo que indicaría que las colisiones inciden particularmente sobre individuos residentes en la zona y por tanto, el número de CVA con jabalí si reflejaría un índice del estatus real de sus poblaciones naturales, similar a lo que ocurre con otros mamíferos de alta tasa reproductiva como el conejo (Göransson & Karlsson 1979). Aunque paisaje y año climático influyen, otros autores dan para estos meses, un mayor rango de movilidad dentro de sus dominios vitales (Boitani *et al.* 1994), coincidente con el celo de la especie –entre los meses de septiembre a diciembre inclusive (Rosell *et al.* 2001)- cuando los grupos sociales son menores en número de individuos (Fernández-Llario *et al.* 1996). En todo caso, es factible que las CVA pudieran tener más incidencia sobre animales jóvenes no reproductores, con horario de actividad más temprano que los individuos adultos (Boitani *et al.* 1994). Otros factores de posible implicación, como el número de vehículos y la frecuencia estacional de su uso, no explicarían las mayores colisiones otoñales. La caza legal del jabalí en la región comprende desde finales de septiembre a mediados de febrero, y las CVA son más abundantes durante la mitad de la temporada cinegética; implicando un factor de perturbación y trasiego de los



animales, facilitando la invasión de la calzada con las subsiguientes CVA. No obstante, como en el caso anterior, la incidencia del celo y reorganización de las piaras en esta época debe ser contemplada (Dardaillon 1988). En general, la mayoría de los autores coinciden en la repartición de los nacimientos en dos períodos principales: el primero en abril - mayo, en ocasiones adelantado a enero y febrero, y el segundo en agosto -septiembre (ONC 1988, Boulloire & Vassant 1989). Este registro de dos períodos no parece que implica que las hembras se reproduzcan dos veces a lo largo del año, sino que algunas jabalinas entran en un segundo período de celo si no han quedado preñadas en el primero, pues parece clara la relación peso/edad de la hembra con la capacidad de reproducción y con el tamaño de camada (Varin 1980, Mauget 1983, Kratochvíl *et al.* 1986).

La importancia del corzo en el problema de las CVA ha sido constatada por diversos autores para el territorio español, atribuyendo incluso una participación mayor que jabalíes y ciervos (Fernández 1993). La concentración de CVA con corzo durante los meses de julio y agosto ya se había constatado con anterioridad, vinculándose a la época de celo (PMVC 2003). Sin embargo, aunque no fue apuntado en el estudio anterior y de relevancia por ejemplo en la provincia de Burgos, se constata la existencia de un segundo período de elevada concentración de CVA, entre abril y mayo, que coincide con la ladra y se ha atribuido a la ruptura de la unidad familiar y dispersión post-juvenil (Desiré & Recorbet 1985). Quizás lo más correcto sería hablar de un único período con una leve disminución para el mes de junio. Se trata de una época crítica para la especie, en la que manifiesta un comportamiento territorial estacional patente desde la primavera y que suele prolongarse buena parte del verano. Los machos, antes de descorrar la cuerna, establecen sus territorios expulsando a otros machos de los mismos, esta época se caracteriza por un mayor rango de movimientos. El grupo matriarcal, el formado por la hembra y los jóvenes nacidos el año anterior, se disuelve al producirse los nuevos partos, entre abril y mayo, y los individuos nacidos el año anterior comienzan la dispersión. El celo ocurre desde mediados de julio a mediados de agosto. En latitudes medias, se ha comprobado que el tiempo total de actividad del corzo varía con la estación, de acuerdo con una tendencia que manifiesta los valores máximos en primavera y a inicios del verano, va disminuyendo gradualmente en otoño y alcanza los mínimos de actividad en invierno (Mateos Quesada 2002). Una metodología novedosa basada en la realización de encuestas a los conductores estima en 51000 los corzos atropellados en las carreteras suecas cada año (Seiler *et al.* 2004). El mismo autor señala que las CVA, tanto para ésta como para otras especies de ungulados, se han multiplicado en los 30 años por un incremento del tráfico, de las carreteras y de las propias poblaciones de herbívoros (Seiler 2004).

Los valores elevados de CVA con ciervos entre octubre y diciembre se relacionarían con el período de celo de la especie pero también con una bajada altitudinal por molestias derivadas de la actividad cinegética. (Desiré & Recorbet 1985). El pico primaveral apuntado



por Carsignol (1989) no se detecta en los resultados. Para otras formas de gestión cinegética como el Monte el Pardo, no tan presentes en la comunidad castellano-leonesa, se estima también elevadas bajas por CVA (PMVC 2003).

A nivel europeo, los períodos de mayores frecuencias de CVA también se han relacionado en los ungulados con el celo y la dispersión de juveniles (Case 1978, Feldhamer *et al.* 1986, Jaren *et al.* 1991). Así, sobre el 50% de las colisiones con corzo en dos zonas escandinavas se producen en estas fechas (Wahlström & Liberg 1995).

Entrando ya dentro de las variaciones temporales, el día de la semana con mayor número de CVA es el domingo (Peris *et al.* 2005), tanto con domésticas como silvestres (DGT 1999). En este día hay un mayor número de desplazamientos interurbanos que en el resto de días, más personas en el campo y además es una de las jornadas hábiles de caza durante el período de actividad cinegética, dentro del cual se ha encontrado una correlación positiva entre CVA y batidas de caza (Markina 1999).

La actividad básicamente nocturna de la mayoría de los mamíferos silvestres, (Reed & Woodard 1981, Lavsund & Sandegren 1991, Waring *et al.* 1991, Chapman 1993, Hartwig 1993, Lemel *et al.* 2003) explica el mayor número de CVA localizadas durante el crepúsculo (Aschoff 1965, Bruinderink & Hazebroek 1996, Malo *et al.* 2004); en concreto entre las 18:00 h y la 01:00 h, -más temprano en invierno y más tarde en verano, con un máximo de colisiones alrededor de las 22.00 h para cualquier estación del año. En estas horas todavía el tráfico de vehículos es fluido, la actividad de la fauna tanto doméstica como salvaje resulta elevada, y la capacidad de reacción de los conductores ante la irrupción de un animal en la calzada es más reducida como consecuencia de la escasa visibilidad. En este sentido, fuera de la época de celo, los corzos presentan dos máximos de actividad claramente definidos, al amanecer y al atardecer, con un pequeño máximo relativo en torno a las 12:00-14:00 horas (Mateos Quesada 2002, Perco & Perco 1979). Pero durante el celo, el período en el cual se muestran activos se espacia en el tiempo, registrándose junto al pico de actividad en el centro del día otros dos suaves picos. Los meses donde la localización de los corzos resulta más complicada, no tanto por desarrollar una menor actividad sino por una cierta tendencia a la ocultación, son los meses de mayo, momento de partos y expulsión de los territorios, y en octubre y noviembre, coincidiendo con la caída y comienzo regeneración de la cuerna de los machos (Mateos Quesada 2002). Por tanto, este autor apunta actividades menores para los meses de verano pero distribuyéndose más uniformemente. Los resultados para los "corzos de llanura" en Francia (Vicent 1973) presentan considerables diferencias respecto a este trabajo. El ciervo también posee costumbres crepusculares, presenta su mayor actividad al atardecer y al amanecer, reduciéndose en las horas centrales del día y de la noche. Esto, válido buena parte del año,



se modifica en la época de celo, en la cual se mantienen activos durante toda la noche y prolongan sus horas de actividad en el día.

Para el tejón el PMVC (2003) señala que más de las tres cuartas partes de las CVA tienen lugar entre marzo y agosto que es la época de celo para la especie, disminuyendo su actividad durante el período invernal. También se ha citado dicha estacionalidad en otros estudios (Skinner *et al.* 1991, Jefferies 1975). En nuestro trabajo no se logró identificar tal estacionalidad, seguramente por el pequeño tamaño muestral. No tanto en España donde su ecología, distribución o abundancia resulta bastante desconocida, pero sí en otros países europeos se ha apuntado a los atropellos en carretera como la principal causa de mortalidad (Neal 1977, Davies *et al.* 1987, Skinner *et al.* 1991, Aaris-Sorensen 1995). Así para Gran Bretaña se registraron 50.000 individuos atropellados, el 20% de la población y más del 50% de las causas de mortalidad conocidas (Harris *et al.* 1994). En los Países Bajos el 10% en un año (Wiertz 1993). Para el noreste peninsular se ha apuntado como la tercera causa de mortalidad no natural (Ruiz-Olmo 1989).

El PMVC ya apunta la importancia que tiene Soria dentro del conjunto nacional en relación al número de CVA con zorro (2003), con el 18,4% de las citas, diez puntos por encima del resto. De acuerdo a los resultados, las CVA resultan más numerosas durante el verano y, sobre todo, en el otoño, reduciéndose durante el invierno e inicios de primavera. Este descenso ya se ha señalado y se relaciona con el celo, y con los partos (Castells & Mayo 1993). El incremento de CVA con la llegada del verano se responde a una época de mayor actividad, en especial diurna (Blanco 1988). También como se apunta en el PMVC, se identifica un leve descenso para septiembre. La concentración en los meses de otoño se explica en buena medida por la dispersión de los jóvenes, la cual comienza a inicios de dicha estación. La carretera se cita como una de las principales causas de mortalidad para la especie en determinadas zonas como en los alrededores del Montseny (Ruiz-Olmo 1989) o Asturias (Nores & Moro 1988).

En el caso del lobo, en el PMVC (2003) se tiene constancia de su atropello en tierras castellano-leonesas en las provincias de Valladolid, León, Burgos y Zamora. Diversos estudios sobre la mortalidad no natural del lobo cifran en un 4,6% las bajas por CVA (Blanco *et al.* 1990), o ligeramente superior, un 7% para la provincia de Valladolid (Barrientos 1989). Los datos de un informe inédito de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León (Benito 2002) muestran la ausencia de CVA para Soria y Ávila. En el quinquenio 2002-2006 ya se cuenta con registros de CVA para la especie en ambas, lo que parece una posible expansión en su área de distribución.



Las CVA, tanto con silvestres como domésticas, en Castilla y León, no se distribuyen de forma homogénea por la red de infraestructuras viarias de la Comunidad sino que tienden agruparse en determinadas zonas y tramos. Dicha concentración de CVA en puntos concretos ya ha sido constatada en otros estudios, en Pennsylvania (Bashore *et al.* 1985), Terranova en la península canadiense del Labrador (Joyce & Mahoney 2001), Banff Nacional Park (Clevenger *et al.* 2003), Montañas Nevadas australianas (Ramp *et al.* 2005) e incluso también para la provincia de Soria (Malo *et al.* 2004), donde encontraban considerables niveles de agregación. Los datos en el presente estudio revelan valores de concentración considerables, un 20% de las CVA en apenas el 1% de la longitud total de la red de carreteras. Aunque las comparaciones se deben tomar con precaución puesto que los métodos empleados varían, los resultados son muy superiores a los obtenidos en otros lugares. En Iowa (USA), el 25% de las CVA con cérvidos se producen en el 3,4% de la red (Hubbard *et al.* 2000). En el caso soriano se obtienen valores de concentración menores pero se debe, en parte, a la consideración de tramos continuos en el estudio en vez de puntos aislados. Una posible explicación a tales valores reside en la heterogeneidad paisajística característica de una parte considerable de la región, resultado de profundas transformaciones del medio a lo largo del tiempo. La propia configuración geográfica de la comunidad con la llanura sedimentaria en el centro y el borde montañoso en la periferia contribuye a explicar tal tendencia, puesto que una buena parte de los puntos negros se sitúan en la zona de contacto entre ambas unidades. Paisajes diversos y heterogéneos ya han sido asociados con números elevados de CVA (Bashore *et al.* 1985, Smit & Meijer 1999, Malo *et al.* 2004).

Esta metodología resulta especialmente válida para especies abundantes, por ejemplo los ungulados silvestres, cuyas bajas por atropello, en principio y en términos generales, no ponen en riesgo sus poblaciones, y para las cuales, casi el principal objetivo es la reducción de accidentes que amenacen la seguridad de los conductores. En esta valoración nos centramos en la densidad de accidentes, no en las densidades poblacionales. Pero para otras especies, las de mayor interés para la conservación, la densidad poblacional debe considerarse como un parámetro muy a tener en cuenta. Es posible que, para mantener la viabilidad poblacional y dentro de un contexto metapoblacional, las medidas paliativas o correctoras deban centrarse en aquellos puntos donde se cuente con una población exigua, aunque en cifras absolutas halla puntos con registros atropellos mayores en los cuales la población resulte más abundante. Además otro elemento a considerar es que bajos registros de atropellos pueden deberse, en ciertos casos, a mortalidades masivas previas.



V.1.5. Bibliografía

- Aaris-Sorensen, J. (1995). Roads-kills of Badgers (*Meles meles*) in Denmark. *Annales Zoologici Fennici* 32: 31-36.
- Aschoff, J. (1965). Circadian clocks. J. Aschoff, Amsterdam.
- Barrientos, L. M. (1989). Situación del lobo en la provincia de Valladolid. *Quercus* 45: 22-26.
- Bashore T. L., Tzilkowski, W. M., Bellis, E. D. (1985). Analysis of deer vehicle collision sites in Pennsylvania. *Journal of Wildlife Management* 49: 769-774.
- Benito, F. (2002). Informe inédito. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- Blanco, J. C., Cuesta, L., Reig, S. (1990). El lobo (*Canis lupus*) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología. ICONA, Madrid.
- Blanco, J. C. (coord.) (1998). Guía de campo de los Mamíferos de España I y II. Ed. Planeta, Col. Geoplaneta. Barcelona. Vol. I 457 pp., Vol. II 383 pp.
- Boitani, L., Mattei, L., Nonis, D., Corsi, F. (1994). Spatial and activity patterns of wild boar in Tuscany, Italy. *Journal of Mammalogy* 75: 600-612.
- Bouldeire, J. L., Vassant, Y. J. (1989). Le Sanglier. Hatier, Faune Sauvage. París.
- Bruinderink, G. W. T. A., Hazebroek, E. (1996). Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology* 10: 1059-1067.
- Cahill, S., Llimona, F., Tenés, A. (2003). Predicting fragmentation effects on wildlife habitats of future planned infrastructure in protected metropolitan green space. The case of Collserola Park in Barcelona. En: Fragmentation due to Transportation Infrastructure. Bruselas.
- Carey, M. (2001). Addressing wildlife mortality on Highways in Washington. John Muir Institute. Road Ecology Center.
- Carsignol, J. (1989). Dix années d'observations des collisions véhicules-grands mammifères-gibier sur l'autoroute A 4 en Alsace-Lorraine et sur le réseau routier du département de la Moselle. *Office National de la Chasse, Bulletin Mensuelle* 135: 32-37.
- Case, R. M. (1978). Interstate highway road-killed animals: a data source for biologists. *Wildlife Society Bulletin* 6: 8-13.
- Castell, A., Mayo, M. (1993). Guía de los mamíferos en libertad de España y Portugal. Ed. Pirámide
- Chapman, N. (1993). Distribution and biology of fallow deer. En: Asher, G. W. (Ed.) Proceedings of the First World Forum on Fallow Deer Farming. Pp. 1-11.
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B., Gunson, K. E. (2003). Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation* 109: 15-26.
- Conover, M. R., Pitt, W. C., Kessler, K. K., DuBow, T. J., Sanborn, W. A. (1995). Review of human injuries, illnesses and economic losses caused by wildlife in the United States. *Wildlife Society Bulletin* 23: 407-414.
- Dardaillon, M. (1988). Wild boar grouping and their seasonal changes in the Camargue, southern France. *Zeitschrift Fur Säugetierkunde* 53: 22-30.
- Davies, J. M., Rope, T. J., Shepherdson, D. J. (1987). Seasonal distribution of road kills in the European badger (*Meles meles* L.). *Journal of Zoology* 211: 525-529.



Desire, G., Recorbet, B. (1985). Recensement des collisions véhicules et grands mammifères sauvages en France, année 1984. En : SETRA (ed). Routes et faune sauvage. Actes du colloque. Ministère de L'Équipement, du Logement, de l'Aménagement du territoire et des transports, Bagneux. Pp. 103-126.

Dirección General de Tráfico - DGT (1999). Accidentes producidos por la presencia de animales de gran tamaño en las carreteras. Informe N^o 99-IA-6. Dirección General de Tráfico, Ministerio del Interior. Madrid.

Feldhamer, G. A., Gates, J. E., Harman, D. M., Loranger, A. J., Dixon, K. R. (1986). Effects of interstate highway fencing on white-tailed deer activity. *Journal of Wildlife Management* 50: 497-503.

Fernández, J. M. (1993). Colisiones entre vehículos y animales de caza mayor, Una aproximación al problema. II Simposio Nacional sobre Carreteras y Medio Ambiente. Asociación Técnica de Carreteras, Madrid. Pp. 385-398.

Fernández-Llario, P., Carranza, J., Hidalgo de Trucios, S. J. (1996). Social organization of the wild boar (*Sus scrofa*) in Doñana National Park. *Miscelanea Zoologica* 19: 9-18.

Finnis, R. G. (1960). Road casualties among birds. *Bird Study* 7: 21-32.

Forman, R. T. T., Alexander, L. E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207-231.

Göransson, G., Karlsson, J. (1979). Changes in population densities as monitored by animals killed on roads. En: Hytteborn, H. (ed.) The use of ecological variables in environmental monitoring: Proceedings from the first Nordic Oikos conference. October 2-4, 1978, Uppsala, Sweden. National Swedish Environmental Protection Board. Pp. 120-125.

Harris, S., Jefferies, D., Cheeseman, C., Booty, C. (1994). Problems with badgers? Royal Society for the Prevention of Cruelty to Animals. Horsham. 88 pp.

Hartwig, D. A. (1993). Auswertung der durch Wild verursachten Verkehrsunfälle nach der Statistik für Nordrhein-Westfalen. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 39: 22-33.

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

Hodson, N. L. (1962). Some notes on the causes of bird road casualties. *Bird Study* 9: 168-173.

Hubbard, M. W., Danielson B. J., Schmitz, R. A. (2000). Factors influencing the location of deer-vehicle accidents in Iowa. *Journal of Wildlife Management* 64: 707-713.

Janeau, G., Spitz, F. (1984). L'espace chez le sanglier (*Sus scrofa scrofa* L.) occupation et mode d'utilisation. *Gibier Faune Sauvage* 1: 73-89.

Jaren, V., Andersen, R., Ulleberg, M., Pedersen, P. H., Wiseth, B. (1991). Moose-train collisions: the effects of vegetation removal with a cost-benefit analysis. *Alces* 27: 93-99.

Jefferies, D. J. (1975). Different activity patterns of male and female badgers (*Meles meles*) as shown by road mortality. *Journal of Zoology* 177: 504-506.

Joyce, T. L., Mahoney, S. P. (2001). Spatial and temporal distributions of moose vehicle collisions in Newfoundland. *Wildlife Society Bulletin* 29: 281-291.

Kratochvil, Z., Kux, Z., Pikula, J. (1986). Age structure and reproduction of a population of *Sus scrofa* in Czechoslovakia. *Folia Zoologica* 35: 311-324.

Lavsund, S., Sandegren, F. (1991). Moose vehicle relations in Sweden: a review. *Alces* 27: 118-126.



- Leemel, J., Truvé, J., Söderberg, B. (2003). Variation in ranging activity behaviour of European wild boar *Sus scrofa* in Sweden. *Wildlife Biology* 9: 29-36.
- Leránzoz, I., Castián, E. (1996). Evolución de la población del jabalí (*Sus scrofa* L., 1758) en Navarra (N Península Ibérica). *Miscelanea Zoologica* 19: 133-139.
- Malo, J. E., Suarez, F., Diez, A. (2004). Can we mitigate animal vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology* 41: 701-710.
- Markina, F. (1998). Estudio de las poblaciones de corzo (*Capreolus capreolus* L.) y jabalí (*Sus scrofa* L.) y análisis de su explotación cinegética en el territorio histórico de Álava. Servicio de Publicaciones Universidad de León.
- Markina, F. A. (1999). Accidentes de carretera con ungulados cinegéticos en el territorio histórico de Álava. En: Fauna y Carreteras. Asociación Técnica de Carreteras, Madrid. Pp. 129-138
- Mateos-Quesada, P. (2002). Biología y Comportamiento del corzo ibérico. Servicio de Publicaciones Universidad de Extremadura, Cáceres.
- Mauget, R. (1983). Observations sur le reproduction du sanglier (*Sus scrofa*) a l'état sauvage. *Annals of Biological and Animal Biochemistry* 12: 195-202.
- Müller, G., Moggetti, N. (1991). Die unsichtbare Stabilisierung von zerfallenem Schriftgut. *IADA preprints*, ed. K. J.Palm *et al.* Internationale Arbeitsgemeinschaft der Archiv-, Bibliotheks- und Graphikrestauratoren 7th International Congress, Uppsala, Sweden, Copenhagen: Royal Academy of Fine Arts.1-6
- Nores, C., Moro, M. D. (1989). Efectos de las vías de circulación sobre los vertebrados terrestres. Asociación Técnica de Carreteras, Madrid.
- Office National de la Chasse - ONC (1988). Le Sanglier. París.
- Perco, F., Perco, D. (1979). Il capriolo. Carso. Sgonico.
- Peris, S., Baquedano, R., Sánchez, A., Pescador, M. (2005). Mortalidad del jabalí (*Sus scrofa*) en carreteras de la provincia de Salamanca (NO de España): ¿Influencia de su comportamiento social? *Galemys* 17: 13-23.
- PMVC (2003). Mortalidad de vertebrados en carreteras. Proyecto provisional de seguimiento de la mortalidad de vertebrados en carreteras. Coordinadora de Organizaciones de Defensa Ambiental. Documentos Técnicos de Conservación SCV, 4.
- PMVC (1992). Mortalidad de mamíferos en carreteras. Coordinadora de Organizaciones de Defensa Ambiental. *Boletín Informativo SECEM* 1: 34-35.
- Pulido, C. (1999). Accidentes producidos por la presencia de animales de gran tamaño en las carreteras. En: Fauna y Carreteras. Asociación Técnica de Carreteras, Madrid. Pp. 81-90.
- Ramp, D., Caldwell, J., Edwards, K. A., Warton, D., Croft, D. B. (2005). Modelling of wildlife fatality hotspots along the Snowy Mountain Highway in New South Wales, Australia. *Biological Conservation* 126: 474-490.
- Romin, L. A., Bissonette, J. A. (1996). Deer vehicle collisions: status of state monitoring activities and mitigation efforts. *Wildlife Society Bulletin* 24: 276-283.
- Rosell, C., Fernández-Llario, P., Herrero, J. (2001). El jabalí (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758). *Galemys* 13: 1-25.
- Ruiz-Olmo, J. (1989). Dades sobre les causes de mortalitat dels carnívors (Mammalia) als massissos del Montseny i del Montnegre i les seves rodalies. En: II Trobada d'Estudiosos del Montseny. Diputació de Barcelona, Barcelona. Pp. 21-23.



Ruza, F. (1999). Accidentes con víctimas causadas por la fauna en la red de carreteras del Estado. En: Fauna y Carreteras. Asociación Técnica de Carreteras, Madrid. 140 pp.

Sáez-Royuela, C., Tellería, J. L. (1986). The increased population of the Wild boar (*Sus scrofa* L.) in Europe. *Mammal Review* 16: 97-101.

Seiler, A. (2004). Trends and spatial pattern in ungulate-vehicle collisions in Sweden. *Wildlife Biology* 10: 301-313.

Seiler, S., Helldin, J. O., Seiler, C. (2004). Road mortality in Swedish mammals: results of a drivers' questionnaire. *Wildlife Biology* 10: 225-233.

Seiler, A. (2005). Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology* 22: 371-382.

Servheen, C., Sandstrom, P. (1993). Ecosystem management and linkage zones for grizzly bears and other large carnivores in the northern Rocky Mountains in Montana and Idaho. *Endangered Species Technical Bulletin* 18: 10-13.

Singleton, P. H., Lehmkuhl, J. F. (1999). Assessing wildlife habitat connectivity in the Interstate 90 Snoqualmine Pass corridor, Washington. En: Evink, G. L., Garrett, P., Zeigler, D. (Eds.) Proceedings of the Third International Conference on Wildlife Ecology and Transportation. Publication FL-ER-73-99. Tallahassee: Florida Department of Transportation. Pp. 75-84.

Skinner, C., Skinner, P., Harris, S. (1991). The past history and recent decline of badgers *Meles meles* in Essex: an analysis of some of the contributory factors. *Mammal Review* 21: 67-80.

Smit, G. F. J., Meijer, A. J. M. (1999). Experience with the counting of animal road casualties. *Bulletin de la Societe pour l' etude et la protection des mammiferes* 42: 25-34.

Suárez, F. (2001). Estudio de los accidentes producidos por colisiones con ungulados en la provincia de Soria. En: 5ª reunión del Grupo de Trabajo Nacional de COST 341. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Tellería, J. L., Sáez-Royuela, C. (1985). L' evolution démographique du sanglier (*Sus scrofa*) en Espagne. *Mammalia* 49: 195-202.

Unruh, G., Wren, T., Schmutzler, P., Olson, S. (2001). Use of a geographic information system to identify environmental constraints for large-scale projects: interstate 70 transportation corridor. John Muir Institute. Road Ecology Center.

Varin, E. (1980). Chevreuil, Cerf, Sanglier. De L'Oree, Bourdeaux.

Vía, M. (2005). Innovación, nuevas tecnologías y desarrollo local: aplicación de los SIG a la gestión integral del medio ambiente y de los montes. En: García-Marchante, J. S., Vázquez-Varela, C. (eds.) Las relaciones entre las comunidades agrícolas y el monte: coloquio hispano-francés de geografía rural.

Vicent, J. P. (1973). The influence of increasing density on body weight, kid production, home range and winter grouping in roe deer. *Journal of Zoology* 236: 371-382.

Waring, G. H., Griffis, J. L., Vaughn, M. E. (1991). White-tailed deer roadside behavior, wildlife warning reflectors, and highway mortality. *Applied Animal Behaviour Science* 29: 215-223.

Wiertz, J. (1993). Fluctuations in the Dutch badger (*Meles meles*) population between 1960 and 1990. *Mammal Review* 23: 59-64.



Resultados 2

*En el pensamiento científico
siempre están presentes elementos de poesía..*

Albert Einstein

***¿Hay relación entre colisiones de vehículos con fauna y ciclos lunares?
Resultados para Castilla y León (NO España) y el Estado de Nueva York***

***Is the animal-vehicle collision occurrence related to moon phases?
Results from Castile and Leon Region (NW Spain) and New York State***



Is the animal-vehicle collision occurrence related to moon phases? Results from Castile and Leon Region (NW Spain) and New York State

Colino-Rabanal, V.J.¹, Peris, S.J.¹, Lizana, M.¹, Langen, T.²

¹Section of Zoology. **Department of Animal Biology**, Parasitology, Ecology, Soil Science and Agrochemistry. University of Salamanca. Campus Miguel de Unamuno. 37071 Salamanca, Spain.

²Departments of Biology and Psychology, Clarkson University, Box 5805 Potsdam, NY 13699-5805, USA

Resumen

[Dentro del amplio rango de factores espacio-temporales involucrados en las colisiones con fauna, la influencia del efecto de los ciclos lunares apenas ha recibido atención. Tales ciclos pueden afectar tanto los patrones de actividad animal como las condiciones de visibilidad, ambos factores relacionados con las AVC. Para comprobar cómo es la relación entre las fases lunares y atropellos, y si se trata de un fenómeno más o menos generalizado en ungulados, empleamos dos conjuntos de partes de accidente, una para Castilla y León con tres especies (jabalí, corzo y ciervo), y otro para el Estado de Nueva York con una sola especie (ciervo de cola blanca). Sólo consideramos aquellas colisiones que tuvieron lugar durante la noche. Para todas (tres estadísticamente significativas), obtuvimos un incremento del número de colisiones durante la luna llena. Dicho efecto fue visible prácticamente a lo largo de todo el año para las tres especies, aunque con un mayor énfasis en invierno. La relación entre colisiones y brillo de la luna varió entre especies, posiblemente como consecuencia de diferencias interespecificas en cuanto a la percepción del riesgo bajo diferentes condiciones de luminosidad. Para la distancia a bosque no se obtuvo correlación alguna. Como las condiciones de visibilidad son mejores durante la luna llena, nuestra hipótesis es que la explicación más plausible sería un cambio y/o incremento de los patrones de actividad en ungulados, aunque mediciones directas de la propia actividad deben confirmar este hecho. Esta respuesta a los ciclos lunares podría ser incorporada en aquellas medidas mitigadoras con carácter temporal.

Palabras clave: *colisiones vehículo-animal, actividad animal, ciclos lunares, brillo luna, visibilidad*]



Abstract

Within the wide range of spatio-temporal factors related to animal-vehicle collisions (AVC), the influence of lunar cycles has been barely investigated. These cycles may affect animal activity patterns and visibility conditions, both factors involved in AVC occurrence. To assess what the relationship between moon phases and AVC is and if it is a wide-spread phenomenon in ungulate species, we used two AVC data sets from two continents, one from Castile and Leon Region, which included three species (wild boar, roe deer, and red deer), and the other from New York State with an unique species (white-tailed deer). Only those AVC occurred at night were considered for the study. For all species (three were statistically significant), we obtained a higher number of AVC during the full moon phase. The effect was visible nearly throughout the year for the three species, with special emphasis on winter. The relationship between AVC and moon brightness varies with the species and this is possibly a consequence of inter-specific differences in the perception of risk under various luminosity conditions. Distance to forest was not correlated with moon phases. As the visibility conditions are better during full moon, we hypothesize that the most plausible explanation is a change and/or an increase in ungulate activity patterns, although direct activity measures should confirm this fact. This response to lunar cycles could be scheduled in temporal mitigation measures.

Keywords: animal-vehicle collision, animal activity, lunar cycles, moon brightness, visibility

V.2.1. Introduction

Animal-vehicle collisions (AVC) are the result of a combination of traffic and road characteristics, landscape patterns, population parameters and ecological requirements of the species involved. All these factors have a spatial expression which enables us to elaborate models oriented to identify road segments with high rates of AVC (Malo *et al.* 2004, Seiler 2005). Together with the spatial dimension, the temporal factor is also important in AVC occurrence (Haikonen & Summala 2001, Mountrakis & Gunson 2009). AVC varies throughout the time at different scales as a consequence of changes in traffic volumes or changes in wildlife activity patterns. Those are the reasons that explain an increase in AVC during the weekends, and during the rutting season or at dawn and dusk. Another factor with temporal variations is the visibility conditions. For a certain speed, the probability of AVC occurrence increases with poorer visibility because the time for driver reaction when an animal reaches the road is shorter. Apart from spatial determining factors as topography or type and closeness of the roadside vegetation, the driver visibility can change in relation to weather conditions or the level of luminosity. In this sense, an



element that influences on the luminosity levels at night, when many of AVC occurs, is the moon phase. Full moon days, without considering weather conditions, are related to more luminosity nights so the visibility is higher and drivers have more time to react. In this sense, we could hypothesize that the AVC occurrence during those days should be lower. The contrary occurs during the new moon. Nevertheless, at the same time, lunar phases may affect wildlife behavior and activity patterns (Rusak 1981). Moon period can influence on the predator-prey relationship in such a way that during bright moonlight preys reduce their activity to avoid being more vulnerable to predator detection (Clarke 1983, Daly *et al.* 1992). This causes greater prey availability during dark periods which probably lead to an increase in predator activity (Lang *et al.* 2006). We are aware of correlations between lunar cycles and reproductive activity in mammals (Dixon *et al.* 2006) and amphibians (Grant *et al.* 2009). In birds, some seabird species behavior patterns (Yamamoto *et al.* 2008) or frequency of calls in owls (Penteriani *et al.* 2010) are also related. Moon can also be a significant determinant in patterns of activity in fishes (Hanson *et al.* 2008), or zooplankton density (Gliwicz 1986). Nevertheless, its effects on ungulate behavior and activity patterns have not been clear yet and have been source of frequent debate between researchers and in other collectives, especially hunters. In some studies, researchers have found higher levels of activity during the full moon (Buss & Harbert 1950, Kammermeyer 1975 cited by Beier & McCullough 1990), but in others moon phase and brightness did not have any effect in ungulate behavior (Beier & McCullough 1990, Webb *et al.* 2010).

Thus, both factors, visibility and animal activity, are involved in AVC occurrence. In this study we evaluated the temporal variation in the number of AVC in relation to the moon phases for four ungulate species in two different continents. In case of finding differences we deepened in their temporal distribution to know if these variations are confined to a certain season or carry on throughout the year. We also studied the effect of the level of brightness obtained for each hour which is a more actual value of the luminosity in the moment of AVC occurrence. Furthermore, considering that moon can affect predator-prey interactions and the bonds between these ungulates species and forested areas, we explored for possible changes in distance to forest in relation to lunar cycles and brightness. Apart from other factors involved in predator-prey interactions, as luminosity increases preys may discover predator presence more quickly but, at the same time, predators might increase hunting effectiveness so the effect of moon is unclear.

V.2.2. Material and Methods

We used two AVC data sets belonging to two continents: one from Castile and Leon (NW Iberian Peninsula) and the other from the New York State (US). The 11,069 traffic reports from Castile and Leon included in the study were collected by the Spanish traffic safety



(Guardia Civil) authorities during the period 2003-2007. In this region we analyzed 3 species: wild boar *Sus scrofa*, roe deer *Capreolus capreolus*, and the red deer *Cervus elaphus*. The New York State data set was collected by the Department of Transport and included 77,664 AVC between 2005 and 2007, all of them with white tailed-deer *Odocoileus virginianus*. Traffic reports contained information about the data and the time of the AVC. We considered only those AVC that took place during the astronomical period between the beginning and the end of the night, which occur with an approximate difference of one hour from the sunrise and the sunset. We removed the AVC from the data sets that occurred during the daylight, dusk or dawn. Traffic reports without the time of the event were also removed. For this reason, the definitive number of AVC included in the analysis was: wild boar (3,815), roe deer (1,892), red deer (565), white-tailed deer (35,831).

Moon phase, the beginning and end of the night, and the sunrise and sunset times of each day was obtained from the United States Naval Observatory website (<http://www.usno.navy.mil/USNO>). Data was grouped in four lunar phases: new moon, first quarter, full moon, and last quarter. The lunar cycle lasts 29 or 30 days, but we omitted day 30 to make the three cycles at each site equal in length. For the moon brightness for each hour, we used the program Sun-Moon-Calendar for Windows. The software classifies the brightness in ten levels between 0 and 9. We reclassified the level of brightness in four categorical groups: no brightness O.B. (0), low L.B. (1-3), medium M.B. (4-6), and high H.B. (7-9). To minimize the slightly differences in the astronomical data within each region of study due to their considerable surface areas (Castile and Leon: 94,223 km²; New York State: 128,403 km²), we selected a city situated near the geographical center in longitude in each region (Valladolid in Spain and Syracuse in US) as location of reference to define astronomical data. Distance to forest was calculated using GIS with the AVC data and forest digital maps. For Castile and Leon we used Spanish Forest Map (scale 1:50000) derived from the interpretation of aerial photographs and field surveys, and for New York State the 2001 National Land Cover Data based on Landsat TM images. The software used was ArcGis 9.2.

We were not able to consider weather conditions, which affect to moon light levels, because this information was not included in many traffic reports. Cloudy and rainy nights suppress or decrease the intensity of moon light and brightness, especially as we get close to full moon. For this reason, weather conditions can reduce a hypothetical effect of lunar phases in the quantitative number of AVC, even they can completely mask it, but in none of the cases could induce to different qualitative results. For example, if we find a positive correlation between AVC rate and moon luminosity, the real effect would be higher because weather conditions affect manly to full moon and hardly during new moon. On the



contrary, if the correlation were negative, for the same reason the weather would only contribute to reduce the actual differences between lunar phases.

We analyzed the variability in the AVC occurrence among lunar phases (new, full, and quarter moons) for the four species. The number of AVC was expressed in terms of AVC daily percentage within a whole lunar cycle and grouped by year. To identify differences throughout the biological periods of the year, we followed the same procedure but considering each month independently. We also looked for differences in the AVC rate due to moon brightness. In this case AVC were grouped according to the moon brightness and the number was played down to the total of hours within each brightness category. Moreover, we compared AVC distance to forested areas among lunar phases and moon brightness. We developed all analysis with one-way analysis of variance (ANOVA) and post hoc Scheffé tests for multiple comparisons. In the analyses related to forest distance, where data did not satisfy ANOVA assumptions, non-parametric Kruskal-Wallis test was used. We also looked for seasonal patterns by means of a coefficient which compared for each month the observed distribution of AVC grouped by lunar phases with the expected value if the AVC were equally distributed among periods. We obtained the same coefficient for AVC occurrence and moon brightness. The coefficient used for describe temporal patterns can be expressed:

$$I_i = \frac{AVC_i}{\frac{AVC_t}{NP}} - 1$$

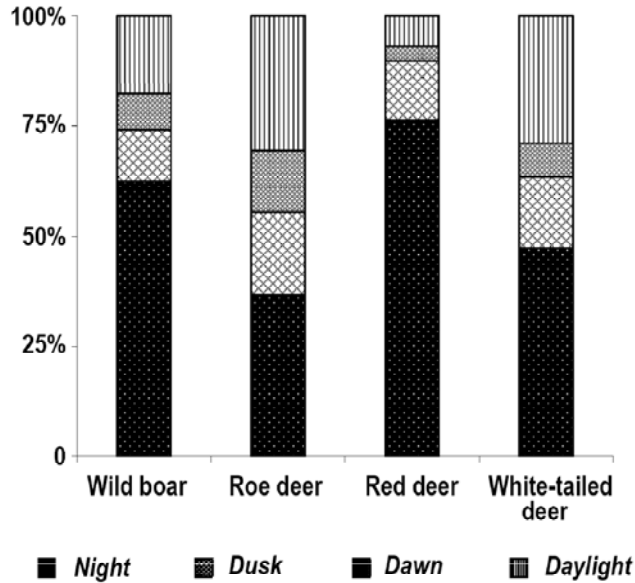
where AVC_i is the number of AVC for the temporal period i , AVC_t the total number of AVC, and NP the number of periods considered. We subtracted 1 to the quotient to make the coefficient quickly understandable in such a way that positives values indicate concentration during the period of time and vice versa.

V.2.3. Results

More than a half of AVC with wild boar and red deer took place at night meanwhile the proportion during the daylight is lower than 20%. AVC with roe deer distributed nearly equally with one third during the night, other third during the daylight and the other during the dawn and the dusk considered together. The daily distribution for the white tailed deer is similar to roe deer but with a greater proportion on nocturnal AVC (Figure 63). We considered in further analysis only the nocturnal AVC.



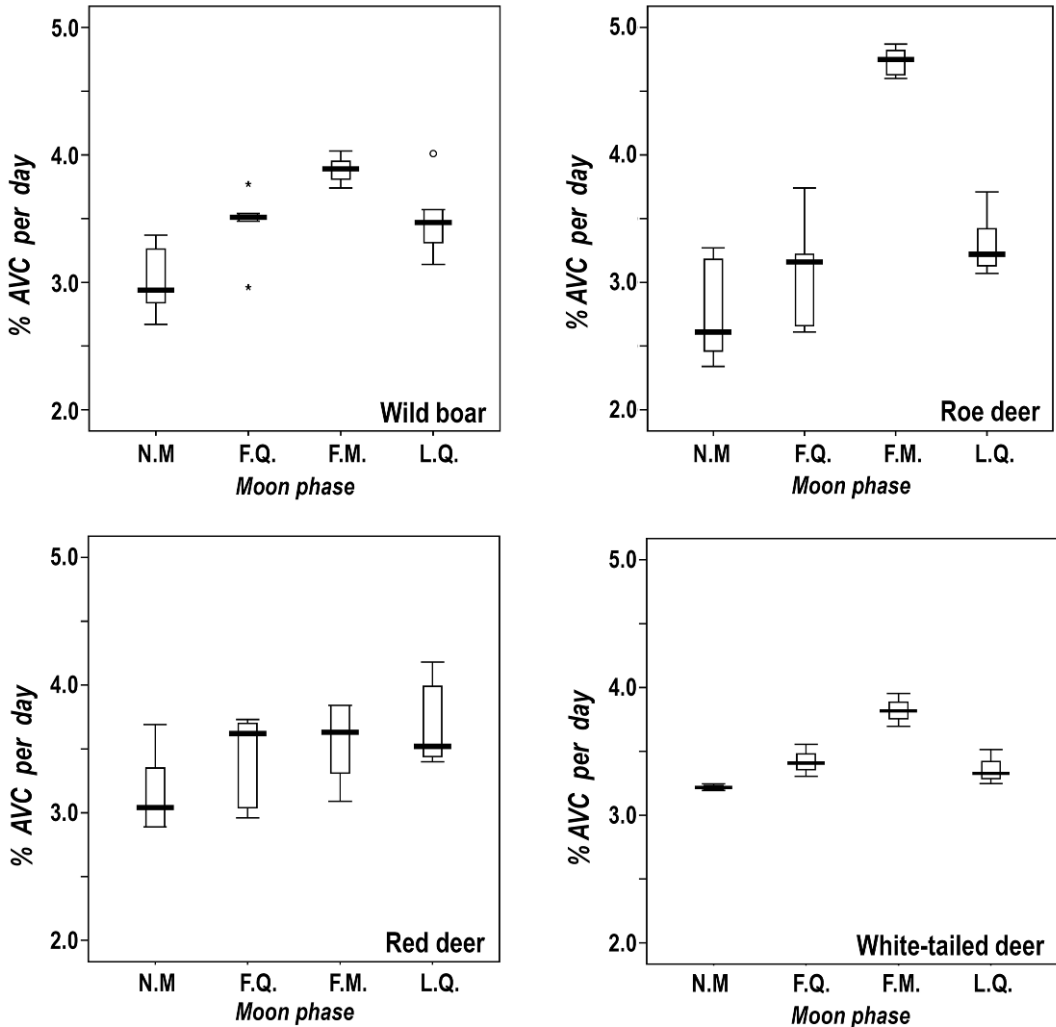
Figura 63. Distribution in percentage of AVC occurrence for the four species and during the four periods: night, dusk, dawn and daylight.



For the four species, we found a maximum in the percentage of AVC during the full moon and a minimum during the new moon. The difference is maxima for the roe deer for which the average AVC percentage is 71.3% greater during full moon. For the white-tailed deer the increase is METER, 28.8% for the wild boar and 11.7% for the red deer. *Figure 64* shows the AVC rate for the four moon phases expressed as the daily percentage with respect the whole lunar cycle grouped by year. However, according to ANOVA results, the differences in AVC rates in relation to lunar phases were significant only for three of the species: wild boar ($F_{3,16} = 8.555$, $p = 0.001$) and the roe deer ($F_{3,16} = 31.633$, $p > 0.001$) in Castile and Leon, and also for the white-tailed deer ($F_{3,8} = 15.504$, $p = 0.001$) in New York State. Results were not significant for the red deer ($F_{3,16} = 2.041$, $p = 0.149$). Post hoc Scheffé tests showed differences between full moon and the rest of the phases for the roe deer and white tailed deer, and only between full moon and new moon in the wild boar. We found a highly positive Pearson's correlation coefficient between average AVC daily rates and moon for wild boar ($r = 0.699$, $n = 29$, $p < 0.001$), roe deer ($r = 0.746$, $n = 29$, $p < 0.0001$), and white-tailed deer ($r = 0.724$, $n = 29$, $p < 0.001$).



Figura 64. Distribution of the daily percentage of AVC by lunar phase in relation to the whole lunar cycle and grouped by year: new moon (N.M.), first quarter (F.Q.), full moon (F.M.), last quarter (L.Q.).



ANOVA results showed differences in wild boar February ($F_{3,16} = 3.645$, $p = 0.035$), March ($F_{3,16} = 4.770$, $p = 0.015$), April ($F_{3,16} = 6.199$, $p = 0.005$), and August ($F_{3,16} = 4.617$, $p = 0.016$). For roe deer for January ($F_{3,16} = 4.807$, $p = 0.014$), June ($F_{3,16} = 3.649$, $p = 0.035$), August ($F_{3,16} = 5.143$, $p = 0.011$), and October ($F_{3,16} = 5.523$, $p = 0.008$). In the case of white-tailed deer only for February ($F_{3,8} = 4.491$, $p = 0.040$). For these months post hoc Scheffé tests showed differences between the full moon and, at least, new moon, except for wild boar in August in which the last quarter was the phase with the highest AVC rate. For the rest of



months we found no statistically significant differences ($p > 0.05$). Nevertheless, *figure 65* shows the results of the coefficient for temporal patterns obtained for each month and each lunar phase. Positive values indicate a certain concentration of AVC during that period. Roe deer showed positive values for all months in the full moon and negative in the new moon. The effect was more intensive during winter and the end of summer and beginning of the autumn with several months with more than 50% above the average. Although less marked, results were similar for the white-tailed deer. Wild boar showed positives values for nearly all year during the full moon with exception of July and August. The effect was especially marked between February and April. The patterns for the red deer were not clear.

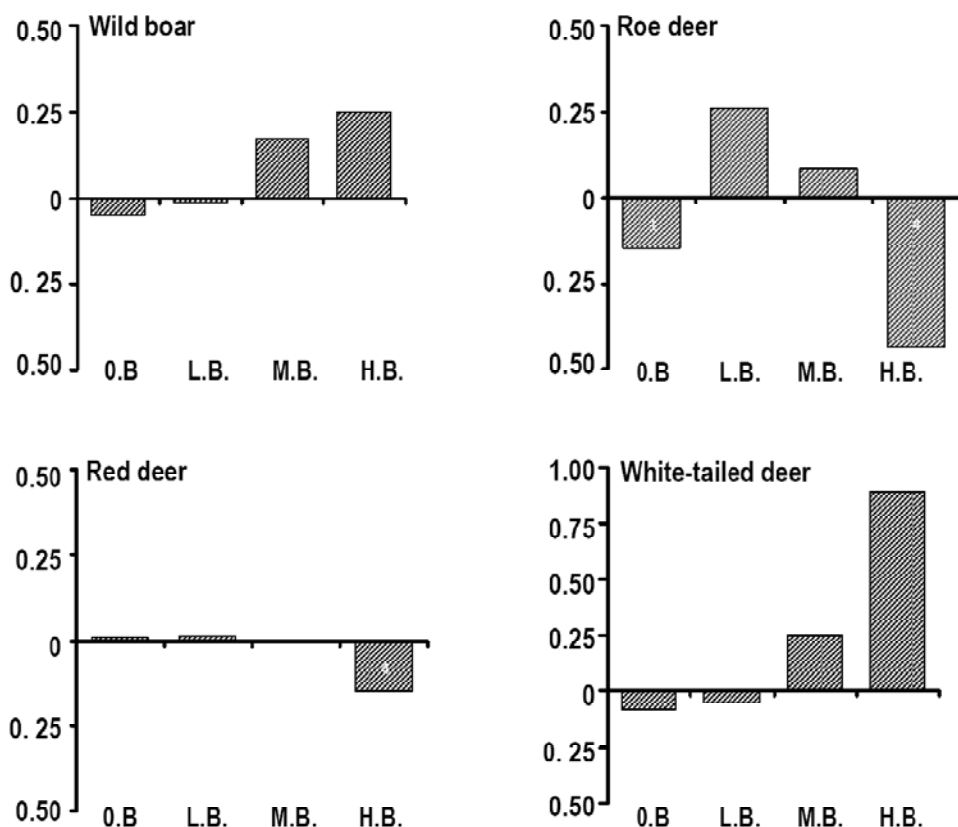
Figura 65. Relationship between observed and expected values of AVC for each month and each lunar phase: new moon (N.M.), first quarter (F.Q.), full moon (F.M.), last quarter (L.Q.).

		J	F	M	A	MY	J	JL	A	S	O	N	D
<i>Wild boar</i>	N.M.	-0.23	-0.21	-0.12	-0.13	-0.17	0.06	0.16	-0.14	-0.10	-0.06	-0.13	0.07
	F.Q.	0.05	-0.07	-0.13	-0.24	0.21	0.09	0.16	0.17	-0.02	0.11	0.03	-0.06
	F.M.	0.20	0.44	0.66	0.34	0.14	0.05	-0.01	-0.20	0.21	0.12	0.15	0.12
	L.Q.	0.15	0.01	-0.25	0.20	-0.02	-0.06	-0.19	0.33	0.07	-0.02	0.12	0.00
<i>Roe deer</i>	N.M.	-0.07	-0.34	-0.19	-0.04	-0.15	-0.30	-0.02	-0.21	-0.21	-0.10	-0.34	-0.23
	F.Q.	-0.38	-0.02	-0.01	-0.01	0.04	0.02	-0.30	0.01	-0.29	0.10	-0.01	-0.08
	F.M.	0.50	0.45	0.54	0.35	0.38	0.37	0.35	0.40	0.66	0.47	0.27	0.27
	L.Q.	0.10	0.10	-0.18	-0.14	-0.10	0.10	0.12	-0.03	0.02	-0.31	0.27	0.22
<i>Red deer</i>	N.M.	-0.41	-0.06	0.36	-0.14	-0.35	-0.57	0.05	-0.17	-0.05	0.31	-0.09	0.07
	F.Q.	0.21	0.07	-0.03	0.47	0.77	-0.01	-0.30	0.13	-0.12	-0.11	-0.07	-0.08
	F.M.	0.74	0.07	-0.42	-0.02	-0.56	0.48	0.00	0.26	-0.05	0.06	-0.01	0.15
	L.Q.	-0.33	0.07	0.17	-0.14	0.33	0.32	0.40	-0.05	0.36	-0.17	0.32	-0.01
<i>White-tailed deer</i>	N.M.	0.02	-0.15	-0.03	0.19	0.00	-0.06	-0.05	-0.18	-0.10	-0.13	-0.02	-0.06
	F.Q.	0.10	-0.17	0.17	-0.09	0.07	-0.01	0.04	-0.06	-0.06	-0.05	0.11	0.05
	F.M.	0.06	0.35	0.02	0.04	0.09	0.18	0.19	0.36	0.19	0.39	0.09	0.22
	L.Q.	-0.04	0.13	0.03	-0.02	-0.01	0.04	-0.04	0.04	0.13	-0.04	-0.03	-0.06



AVC occurrence also differed among species in relation to moon brightness. Excepting the red deer, the coefficient showed the lowest values for the other three species during the hours of absolute darkness (no brightness - 0.B.). Wild boar and white-tailed deer shared similar responses, with an increment in AVC rates as moon brightness increased. In case of roe deer, the species showed a peak during the low-brightness hours and decreased for more brilliant moons (*Figure 66*).

Figura 66. Relationship between observed and expected values of AVC in relation the level of brightness for the four species. The level of brightness was grouped in four categorical groups: no brightness 0.B. (0), low L.B. (1-3), medium M.B. (4-6), and high H.B. (7-9). In brackets the levels of brightness (a total of 10) for each categorical group.



To reject the hypothesis of that the higher concentration of AVC during full moon was caused by the random fact of a greater number of full moon days during weekends, which have higher traffic volumes, we tested the relationship between daily moon phase and the day of the week, finding no statistical differences ($p > 0.90$).



For none of the four species we found differences in the distance to forested areas in relation to moon phase: wild boar ($F_{3,1786} = 0.942$, $p = 0.419$), roe deer ($F_{3,1081} = 0.660$, $p = 0.577$), red deer ($F_{3,324} = 0.342$, $p = 0.795$), and white-tailed deer ($F_{3,27903} = 0.420$, $p = 0.738$). The relationship between distance to forest and moon brightness was also not significant (Kruskall-Wallis test $p > 0.05$ for all species).

V.2.4. Discussion

Our study shows an increase in the number of AVC during full moon for three of the four species studied. According to this result, we reject the initial hypothesis of a decrease in the AVC occurrence during full moon periods due to an increment in the visibility conditions, or, at least, there should be other factors with opposite effects that prevails. The few studies which try to relate non-animal related road accidents and lunar phases found no connections between them (Alonso 1993). Thus, apparently there is no reason to believe that the AVC increment during full moon is a consequence of changes in driver behavior. This is also in accordance with the low effectiveness of increment driver visibility by means road lightening to reduce the number of AVC (Reed & Woodard 1981).

The most acceptable explanation may be the existence of ungulate activity changes in relation to lunar cycles. Nevertheless, those changes are controversial. The analysis of ungulate activity patterns using radio-marked individuals found that moon had no effect on daily, nocturnal, and diurnal deer movements (Beier & McCullough 1990, Webb *et al.* 2010). On the contrary, more elevated contact rates between females (Kjær *et al.* 2008) or an increase in sightings at a salt lick (Buss & Harbert 1950) during full moon could be a reflect of a nocturnal activity increment. Changes in feeding activity have been also reported. Kie (1996) showed that during nights with bright moonlight, mule deer fed less, shifting feeding activities to other parts of the day. The increase in ungulate activity could be related to a lower activity in carnivores as has been found in previous research: maned wolves *Chrysocyon brachyurus* travel lower distances (Sabato *et al.* 2006) or the ocelots *Leopardus pardalis* increase the number of captures (new moon) (Di Bitetti *et al.* 2006). This behavior could be the consequence of becoming more visible and less successful in the predation during the full moon.

The small sample sizes of radio-marked individuals could disguise changes in ungulate activity. Beier & McCullough (1990) worked with 13 males and 8 females, and Webb *et al.* (2010) with 15 males and 17 females. However, Kjær *et al.* (2008) used 27 females located with GPS collars and found differences. On the other hand, Buss & Harbert (1950) used visual census techniques but the own level of luminosity and other factors as weather conditions could introduce bias in the results (Zagata & Haugen 1974). Thus, other studies



with large sample sizes based on AVC data sets found a similar increase in deer mortality during full moon (Pierce 2010). In other ungulate, the moose *Alces alces*, the number of collision with trains was 1.3 times higher risk during full moon (Gundersen & Andreassen 1998), an increment lower than we have found in this study for the roe deer, and similar to wild boar. The relationship between moon phase and road-kills also has been identified for more species. Higher road-kill rates during full moon were found for the macropods (Coulson 1982) but other studied for the same group obtained no differences (Osawa 1989). In this sense, some previous research showed the relationship between road-kill rates and general behavior of activity and mobility related to phenological biological periods (Grilo *et al.* 2009). Diurnal and seasonal activity patterns of ungulates reflect the temporal periods with higher AVC concentration (Allen & McCullough 1976, Groot Bruinderink & Hazebroek 1996, Hubbard *et al.* 2000). This relationship has also been described for many species: e.g. in armadillos *Dasypus novemcinctus* (Inbar & Mayer 1999), raccoon dog *Nyctereutes procyonoides viverrinus* (Saeki & Macdonald 2004) or red foxes *Vulpes vulpes* (Baker *et al.* 2007) among others. Temporal patterns in the activity reflected on road kills can vary depending on the sex or the age of the individuals (Puglisi *et al.* 1974, Jefferies 1975).

The distribution of the moon effect throughout the year can add information about the causes that explain the higher rate during the full moon. For roe deer we obtained no seasonal patterns with a visible effect for all months, stronger for the gestation season and the months after the rut, and less marked during the rut. In wild boar the lunar effect is higher between February and April and minimum or inexistent during the summer anoestrus. White-tailed deer, like the roe deer although less pronounced, responded in a similar way throughout the year. This result differs slightly from those obtained by Pierce (2010) who also showed an increment in AVC with white-tailed deer during full moon in the gestation season, between January and May. However, meanwhile we found higher values for the rest of the months with a remarkable peak in October, she obtained the highest rate during the last quarter in the fawning season, and in the rut and the pre-rut no differences were found. Summarizing, the effect of the full moon is more visible in the winter, a period of scarce food resources and other disadvantageous environmental conditions, with coincides with the species gestation season. In the rut is not so well-defined although still visible. These patterns are common for the AVC of the three species with significant lunar cycle effect. AVC distribution in relation to moon brightness varied with the species, probably because of differences in the perception of risk under various luminosity conditions. According to the results, white-tailed deer and wild boar activity patterns favor AVC with increasing luminosity meanwhile AVC with roe deer are less numerous than expected both in completely darkness and the periods with high moon brightness. This is probably because roe deer feel more vulnerable to predation and show less activity and certain reluctance to leave the proximity of forested areas.



However, data sets based on traffic reports are limited to define the real causes of the AVC increment during full moon. Even if the correlation between lunar cycles and AVC is actually caused by variations in activity patterns, due to the lack of direct measures of ungulate activity we are not able to define what these changes are. A quantitative increase in the mobility with longer daily movements would make ungulates more vulnerable to roads. But a similar exposure to roads could be the result of qualitative changes in activity patterns, both in space and time. Thus, although we found no statistically differences in distance to forest, the average distances showed certain patterns that differed depending on the species: in wild boar distance to forest increased gradually till full moon; the contrary for roe deer. This fact could be a sign that these species may modify their movements in relation to lunar cycles. Variations in temporal patterns could also expose animal to roads in times with higher traffic volumes. Beyond activity patterns, we are not able to reject other possible explanations either. The behavioral response to vehicle lighting might not be the same for all luminosity conditions. Increases in the average speed of vehicles because of the better conditions of visibility should be also considered.

In conclusion, AVC with ungulates vary with the lunar cycles and tend to follow a gradient in relation to moon luminosity with a peak around the full moon, which probably may be related with changes in daily ranges of movement and/or in the activity patterns. In this sense, the number of AVC could serve as an index of changes in ungulate activity throughout lunar cycles that may be hardly identified with the small sample-sizes used in studies with radio-marked individuals. But this affirmation should require more empirical data about and to reject other factors that cannot be only the information contained in traffic reports. Although the relevance of this pattern is not so important as for achieve a reduction of AVC other spatio-temporal factors, it should be take into account to schedule mitigation measures with temporal.

Acknowledgements

Traffic reports used in this study were contributed by the Traffic Safety Observatory of the Dirección General de Tráfico, the Traffic Subsectors of the Guardia Civil and the Servicios Territoriales of the Department of Environment which belongs to the Junta de Castilla y León. The Department of Transport Traffic provided us with the traffic reports from New York State. Ph.D. thesis where this study is included has been supported by the Junta de Castilla y León by means of a pre-doctoral scholarship.



V.2.5. Bibliography

- Allen, R. E., McCullough, D. R. (1976). Deer-car accidents in southern Michigan. *Journal of Wildlife Management* 40: 317-325.
- Alonso, Y. (1993). Geophysical variables and behavior: LXXII. Barometric pressure, lunar cycle, and traffic accidents. *Perceptual Motor Skills* 77: 371-376.
- Baker, P. J., Dowding, C. V., Molony, S. E., White, P. C. L., Harris, S. (2007) Activity patterns of urban red foxes (*Vulpes vulpes*) reduce the risk of traffic-induced mortality. *Behavioral Ecology* 18: 716-724.
- Beier, P., McCullough, D. R. (1990). Factors influencing white-tailed deer activity patterns and habitat use. *Wildlife Monographs* 109: 1-51.
- Buss, I. O., Harbert, F. H. (1950). Relation of lunar phases to the occurrence of mule deer at a Washington salt lick. *Journal of Mammalogy* 31: 426-429.
- Clarke, J. A. (1983). Moonlight's influence on predator/prey interactions between short-eared owls (*Asio flammeus*) and deermice (*Peromyscus maniculatus*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 13: 205-209.
- Coulson, G. M. (1982). Road-kills of macropods on a section of highway in central Victoria. *Australian Wildlife Research* 9: 21-26.
- Daly, M., Behrends, P. R., Wilson, M. I., Jacobs, L. F. (1992). Behavioral modulation of predation risk - Moonlight avoidance and crepuscular compensation in a nocturnal desert rodent, *Dipodomys merriami*. *Animal Behaviour* 44: 1-9.
- Di Bitetti, M. S., Paviolo, A., De Angelo, C. (2006). Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology* 270: 153-163.
- Dixon, D. R., Dixon, L. R. J., Bishop, J. D., Pettifor, R. A. (2006). Lunar-related reproductive behaviour in the badger (*Meles meles*). *Acta Ethologica* 9: 59-63.
- Gliwicz, Z. M. (1986). A lunar cycle in zooplankton. *Ecology* 67: 883-897.
- Grant, R. A., Chadwick, E. A., Halliday, T. (2009). The lunar cycle: a cue for amphibian reproductive phenology? *Animal Behavior* 78: 349-357.
- Grilo, C., Bissonette, J. A., Santos-Reis, M. (2009). Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore casualties: consequences for mitigation. *Biological Conservation* 142: 301-313.
- Groot Bruinderink, G. W. T. A., Hazebroek, E. (1996). Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology* 10: 1059-1067.
- Gundersen, H., Andreassen, H. P. (1998). The risk of moose *Alces alces* collision: A predictive logistic model for moose-train accidents. *Wildlife Biology* 4: 103-110.
- Haikonen, H., Summala, H. (2001). Deer-vehicle crashes: extensive peak at 1 hour after sunset. *American Journal of Preventive Medicine* 21: 209-213.
- Hanson, K. C., Arrosa, S., Hasler, C. T., Suski, C. D., Philipp, D. P., Niezgodna, G., Cooke, S. J. (2008). Effects of lunar cycles on the activity patterns and depth use of a temperate sport fish, the largemouth bass, *Micropterus salmoides*. *Fisheries Management and Ecology* 15: 357-364.
- Hubbard, M. W., Danielson B. J., Schmitz, R. A. (2000). Factors influencing the location of deer-vehicle accidents in Iowa. *Journal of Wildlife Management* 64: 707-713.
- Inbar, M., Mayer, R. T. (1999). Spatio-temporal trends in armadillo diurnal activity and road-kills in central Florida. *Wildlife Society Bulletin* 27: 865-872.



- Jefferies, D. J. (1975). Different activity patterns of male and female badgers (*Meles meles*) as shown by road mortality. *Journal of Zoology* 177: 504-506.
- Kammermeyer, K. E. (1975). Movement-ecology of white-tailed deer in relation to a refuge and a hunted area. Thesis, University of Georgia, Athens, USA.
- Kie, J. G. (1996). The effects of cattle grazing on optimal foraging in mule deer (*Odocoileus hemionus*). *Forest Ecology and Management* 88: 131-138.
- Kjær, L. J., Schaubert, E. M., Nielsen, C. K. (2008). Spatial and temporal analysis of contact rates in female white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management* 72: 1819-1825.
- Lang, A. B., Kalko, E. K. V., Romer, H., Bockholdt, C., Dechmann, D. K. N. (2006). Activity levels of bats and katydids in relation to the lunar cycle. *Oecologia* 146: 659-666.
- Malo, J. E., Suarez, F., Diez, A. (2004). Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology* 41: 701-710.
- Mountrakis, G., Gunson, K. E. (2009). Multi-scale spatiotemporal analyses of moose-vehicle collisions: a case study in northern Vermont. *International Journal of Geographical Information Science* 23: 1389-1412.
- Osawa, R. (1989). Road-kills of the swamp wallaby, *Wallabia bicolor*, on North-Stradbroke-Island, Southeast Queensland. *Australian Wildlife Research* 16: 95-104.
- Penteriani, V., Delgado, M., Campioni, L., Lourenço, R. (2010). Moonlight makes owls more chatty. *PLOS-ONE* 5(1): e8696.
- Pierce, A. M. (2010). Spatial and temporal relationships between deer harvest and deer-vehicle collisions at Oak Ridge Reservation, Tennessee. Master Thesis. University of Tennessee.
- Puglisi, M. J., Lindzey, J. S., Bellis, E. D. (1974). Factors associated with highway mortality of white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management* 38: 799-807.
- Reed, D. F., Woodard, T. N. (1981). Effectiveness of highway lighting in reducing deer-vehicle accidents. *Journal of Wildlife Management* 45: 721-726.
- Rusak, B. (1981). Vertebrate behavioral rhythms. In: J. Aschoff (ed.) *Handbook of Behavioral Neurobiology*. Vol. 4, *Biological Rhythms*. New York: Plenum Press. Pp. 183-213.
- Sabato, M. A. L., Bandeira de Melo, L. F., Vaz Magnia, E. M., Young, R. J., Mendes Coelho, C. (2006). A note on the effect of the full moon on the activity of wild maned wolves, *Chrysocyon brachyurus*. *Behavioral Processes* 73: 228-230.
- Saeki, M., Macdonald, D. W. (2004). The effects of traffic on the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides viverrinus*) and other mammals in Japan. *Biological Conservation* 118: 559-571.
- Seiler, A. (2005). Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology* 42: 371-382.
- Webb, S. L., Gee, K. L., Strickland, B. K., Demarais, S., DeYoung, R. W. (2010). Measuring fine-scale white-tailed deer movements and environmental influences using GPS collars. *International Journal of Ecology* 459610.
- Yamamoto, T., Takahashi, A., Yoda, K., Katsumata, N., Watanabe, S., Sato, K., Trathan, P. N. (2008). The lunar cycle affects at-sea behaviour in a pelagic seabird, the streaked shearwater, *Calonectris leucomelas*. *Animal Behaviour* 76: 1647-1652.
- Zagata, M. D., Haugen, A. O. (1974). Influence of light and weather on observability of Iowa deer. *Journal of Wildlife Management* 38: 220-228.



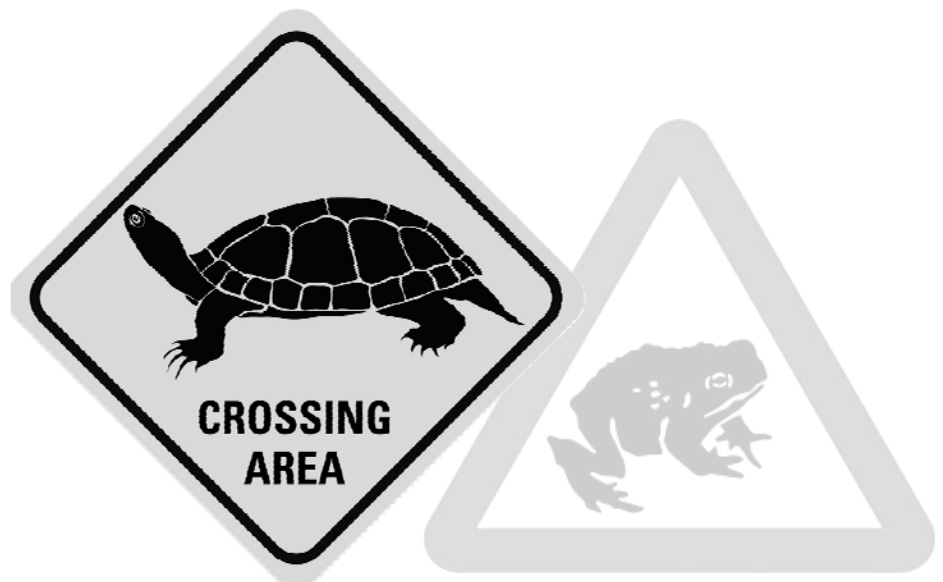
Resultados 3

*La verdadera ciencia enseña, por encima de todo,
a dudar y a ser ignorante.*

Miguel de Unamuno

***Diferenciación de las variables relacionadas
con las colisiones vehículos-animal entre fauna doméstica y salvaje***

***Differences in the variables related to
animal-vehicle collisions between livestock and wildlife***





Diferenciación de las variables relacionadas con las colisiones vehículos-animal entre fauna doméstica y salvaje

Colino-Rabanal, V.J., Lizana, M., Peris, S.J.

Área de Zoología. Departamento de Biología Animal, Parasitología, Ecología, Edafología y Química Agrícola. Universidad de Salamanca. Campus Miguel de Unamuno. 37007 Salamanca, Spain.

Resumen

[Las colisiones entre fauna y vehículos han experimentado un considerable incremento en los últimos años. Para minimizar el problema se han tratado de modelizar los factores implicados en la distribución espacial de los atropellos. En base a este conocimiento se podrían focalizar las medidas mitigadoras en los puntos negros. Sin embargo, pocos estudios han comparado a escala regional las variables implicadas en las colisiones con diferentes especies de gran porte. Además, no suelen incluir las colisiones con fauna doméstica. En este estudio se han modelizado los puntos de atropello de 13721 partes de accidente localizados en Castilla y León en el período 2002-2006 que incluyen tanto fauna doméstica como silvestre. Los parámetros explicativos de los atropellos difieren de forma significativa dependiendo de que el animal implicado sea doméstico o salvaje. Las colisiones con especies silvestres se vinculan en mayor medida a variables relacionadas con el hábitat circundante y tienen lugar preferentemente en paisajes en mosaico y en la proximidad o en el interior de formaciones boscosas y de matorral, en zonas de cierta pendiente y en las cercanías de puntos de agua. Por el contrario, las colisiones con fauna doméstica se encuentran más relacionadas con carreteras de elevadas intensidades de tráfico, y con la cercanía a estructuras humanas y núcleos de población de cierta entidad. También dentro de cada grupo existen considerables diferencias. Las colisiones con ciervos y corzos se correlacionan fuertemente con paisajes en mosaico, bosques y áreas de matorral, en la cercanía a puntos de agua, y carreteras de cierta sinuosidad. Tejón y jabalí también se vinculan a masas forestales. Para el zorro, en carreteras de elevada intensidad media diaria y velocidad.

Palabras clave: *colisiones vehículo-animal, fauna silvestre, fauna doméstica, modelos predictivos.*]



V.3.1. Introducción

En general, los factores que influyen en la mortalidad de fauna por atropello se pueden reunir en diferentes grupos. Así, podríamos clasificarlos en parámetros relacionados con la propia vía y el tráfico que soporta la misma, las características del paisaje y del hábitat circundante y las derivadas del comportamiento y ecología de cada especie. En el caso de las especies domésticas

La mayoría de estudios publicados hasta el momento toman como elemento de estudio los tramos de carretera de especial conflictividad (Bashore *et al.* 1985, Finder *et al.* 1999, Hubbard *et al.* 2000, Joyce & Mahoney 2001, Nielsen *et al.* 2003, Seiler 2003) y sólo uno hasta el momento ha focalizado el análisis en lo atropello en sí mismo, esto es, la unidad de estudio es la propia colisión (Clevenger *et al.* 2003). En España también se han desarrollado un estudio sobre los factores que contribuyen a explicar la concentración de atropellos de fauna de gran porte en determinados puntos (Malo *et al.* 2004), basándose igualmente en el estudio de tramos.

Aunque también víctimas frecuentes de los atropellos, muy pocos estudios han incluido en el análisis a los animales domésticos. Las variables que influyen en éstos parecen, a priori, diferentes a las de los salvajes. Analizaremos en este estudio cuáles son los factores principales relativos al tráfico y al hábitat circundante que contribuyen a explicar los atropellos de las diez especies más atropelladas en el conjunto de la Comunidad de Castilla y León. Estas son: jabalí, ciervo, corzo, zorro, lobo y tejón por las salvajes, y perro, equino, vacuno y ovino por las domésticas.

V.3.2. Metodología

El área de estudio, la Comunidad de Castilla y León, es una región que ha experimentado a lo largo de su historia un continuo proceso de transformación que ha conllevado la roturación de multitud de hectáreas de bosques y matorral para su puesta en cultivo. En estos paisajes fragmentados los hábitat óptimos se encuentran separados por otros, más inadecuados para la supervivencia de una determinada especie. Las tres especies silvestres más atropelladas en Castilla y León: jabalí, corzo y ciervo, se consideran especies forestales aunque sus territorios y áreas de campeo incluyen otros tipos de hábitat diferente. Se considera que dichos territorios presentan como elemento central un fragmento boscoso, pero los individuos, sobre todo en ausencia de molestias antropogénicas, acuden con frecuencia a alimentarse a zonas abiertas. Lo mismo ya ha sido citado con asiduidad para otros cérvidos involucrados en accidentes de tráfico en otros lugares del mundo como, por



ejemplo, el ciervo de cola blanca *Odocoileus virginianus* en América del Norte (Finder *et al.* 1999).

Si el objetivo de estudio es la determinación de las variables que entran en juego en los atropellos de las especies consideradas, el método a seguir tendrá que considerar como unidad de análisis la colisión en si misma. La metodología empleada por autores como Bashore *et al.* (1985), Finder *et al.* (1999), Hubbard *et al.* (2000), Malo *et al.* (2004) y Saeki & Macdonald (2004), es el uso de tramos, aunque en este caso no resulta quizás la más adecuada ya que los atropellos de algunas especies coinciden en el espacio. Bien es cierto que para las que cuentan con un mayor número de partes de accidentes se podría llevar a cabo un estudio de los tramos de mayor concentración, cada especie por separado, y luego realizar una comparación estadística independiente del grado de solapamiento de dichos tramos. Sin embargo, como se ha visto en las distribuciones espaciales de los diferentes grupos, no todos admiten la obtención de unos puntos negros bien definidos. Por ello, se ha optado por seguir una metodología más similar a la empleada por Clevenger *et al.* (2003) en su estudio sobre las variables que determinan la mortalidad de pequeños vertebrados en carreteras. Ellos también emplean como unidad de muestreo el atropello. Lógicamente los parámetros a cuantificar para grandes mamíferos resultan diferentes que para pequeños vertebrados, por lo que se han introducido modificaciones en las variables introducidas en el modelo. Si tratamos con especies de pequeño tamaño, debido a su menor movilidad, el estudio se centrará en factores locales muy cercanos al borde la vía. Pero los mamíferos de porte mediano a grande, con mayor capacidad de desplazamiento y habituados a utilizar diferentes tipos de hábitat, precisan de escalas de estudio mayores. Esto implica cambios en los factores incluidos en el modelo estadístico.

Tras el proceso de tratamiento y depuración de aquellos datos confusos que podrían introducir errores en los resultados (también aquellos para los cuáles no se conoce la especie implicada), el número de atropellos, comprendidos en el período de tiempo 2002-2006, que entran en este análisis es de 13.721.

El conjunto de análisis estadísticos realizados con objeto de caracterizar los atropellos de fauna en Castilla y León, establecer los factores que diferencian a la fauna doméstica y la fauna silvestre y dentro de cada uno de estos grupos las diferencias interespecíficas, hallar posibles variaciones temporales y la caracterización de las principales causas que acontecen en este tipo de siniestros para cada una de las provincias, se basan en un conjunto de variables independientes precursoras que pueden reunirse en diferentes grupos (*Tabla*).



Tipo	Nombre	Descripción	Unidades
Carretera y tráfico	<i>IMD</i>	IMD diaria del tramo.	Veh/día
	<i>Velocidad</i>	Velocidad media de los vehículos.	Km/hora
	<i>Composición</i>	Composición del tráfico (porcentaje de vehículos ligeros).	% ligeros
	<i>Sinuosidad</i>	Sinuosidad de la vía.	-
Elementos paisajísticos	<i>Agua</i>	Distancia a puntos de agua.	metros
	<i>Bosque</i>	Distancia a masa forestal o bosque.	metros
	<i>Matorral</i>	Distancia a matorral.	metros
	<i>Mosaico</i>	Distancia a mosaico.	metros
	<i>Pastizal</i>	Distancia a pastizal.	metros
	<i>Secano</i>	Distancia a cultivo de secano.	metros
	<i>Regadío</i>	Distancia a cultivo de regadío*	metros
	<i>Humano</i>	Distancias a estructuras humanas.	metros
Orográficos	<i>Nucleo5000</i>	Distancias a núcleos de población con más de 5000 habitantes.	metros
	<i>Altitud</i>	Altitud.	metros
	<i>Pendiente</i>	Pendiente.	%

* para el jabalí se ha introducido también la variable maíz, obtenida a partir del Censo Agrario.

En una matriz de datos se han recogido para cada atropello todas las variables anteriores. Las distancias a los hábitats se han tomado con valor negativo puesto que lo que se pretende determinar no es tanto la lejanía a un determinado hábitat sino, más bien, la cercanía a otros que se consideran de interés. Con objeto de darle una mayor significación biológica y eliminar ruidos en el análisis estadístico, las distancias superiores a 2000 metros no se han considerado. Para cada especie se han tomado sólo aquellos puntos que se ubican dentro de su propia área de distribución.

La variable "Distancias a núcleos de población con más de 5000 habitantes" se ha introducido a raíz de los resultados obtenidos a partir del SIG, donde este factor se vislumbra como un posible elemento diferenciador entre domésticas y salvajes. Como punto de corte para seleccionar los asentamientos de mayor entidad en la comunidad, se ha tomado la cifra arbitraria de 5000 habitantes.



Especies de estudio

Por tanto, su ubicación es fruto de la relación histórica entre medio y hombre, el cual, con objeto de obtener el máximo beneficio y satisfacer sus necesidades vitales, ha ido adaptando sus actividades económicas paulatinamente a las características del territorio que puebla, lo que en términos ganaderos se traduce en la cría u obtención de productos de aquel grupo ganadero adaptado a las condiciones ambientales del que obtenga un rendimiento mayor. Así, dependiendo de las aptitudes agrícolas de una región la ganadería habrá desarrollado a lo largo de los años un papel u otro. En los suelos más fértiles, vegas fluviales, la mejor opción es la puesta en marcha de cultivos intensivos de regadío. Donde la disponibilidad de agua no lo permite pero se tienen suelos con una fertilidad considerable, se opta por el cultivo de secano más o menos intenso pero con aprovechamiento ganadero complementario. Donde el relieve y el suelo no permiten rendimientos altos, la actividad ganadera toma un papel protagonista.

Análisis estadístico

Para determinar las variables más relevantes que contribuyen a explicar el por qué un accidente tiene lugar en un punto y no en otro, se ha realizado una regresión logística binaria para variables dependientes dicotómicas que nos permite predecir la presencia o ausencia de un resultado, en este caso atropello o no atropello, en función de un conjunto de parámetros predictores relativos a las características del tráfico y del hábitat circundante anteriormente descritas. Los sucesos positivos, valor «1», proceden de la matriz de atropellos, no diferenciándose entre especies e incluyendo todos los casos. Los sucesos negativos que se introducen en el análisis, con valor «0» o ausencia de atropellos, se han obtenido a través del SIG mediante la generación al azar de una capa de puntos asentada sobre la red de carreteras de la Comunidad. Para evitar superposiciones, distan todos ellos un mínimo de 2000 metros de un punto en que si que haya tenido lugar una colisión. Es un método similar al empleado por Malo *et al.* (2004), Clevenger *et al.* (2003), Saeki & Macdonald (2004), y Seiler (2005).

La regresión logística binaria se ha llevado a cabo por el método de ajuste por pasos Adelante Wald, comprobándose la mejora en cada paso del proceso mediante la prueba de Hosmer y Lemeshow. Se emplean también los estadísticos de ajuste global $-2 \log$ de verosimilitud y R cuadrado de Nagelkerke. Para evitar la colinealidad entre variables se han llevado a cabo correlaciones bivariadas entre las mismas y se elimina uno de los parámetros siempre que exista en correlación entre ambas. Se ha tomado como criterio una correlación superior a 0,70.



Los resultados se recogen en una tabla que incluye las variables estadísticamente significativas y para cada una de estas el coeficiente estimado (B), el error típico de B, el estadístico de Wald, los grados de libertad, los p-valores que miden el nivel de significación de los parámetros estimados del modelo (sig.) y la razón de las ventajas estimada (exp (B)). El programa empleado fue SPSS 12.0. (al igual que para los puntos 4.2.2., 4.2.3. y 4.2.4.). La diferenciación de los parámetros que influyen en los accidentes de tráfico en las que se ve implicada fauna doméstica por un lado y fauna silvestre por otro, se ha realizado por medio de un análisis discriminante que sigue el método Lambda de Wilks de inclusión por pasos, ANOVAs univariantes como descriptivos y coeficientes de la función no tipificados. La clasificación tiene en cuenta el tamaño de los grupos.

A partir de los resultados obtenidos en la regresión logística se van a introducir, a modo de acercamiento inicial, los coeficientes β estandarizados, esto es, multiplicados por la desviación típica (Clevenger *et al.* 2003) que han sido obtenidos para las diferentes variables y para cada especie, en un análisis de componentes principales con objeto de ir vislumbrando las variables principales que contribuyen a diferenciar los atropellos de las distintas especies. El coeficiente estandarizado nos permite identificar o jerarquizar las variables que se introducen en la ecuación generada por el modelo. Dicha clasificación se recoge en una tabla.

El establecimiento de diferencias entre los atropellos de distintas especies en relación a las variables del tráfico, de la vía y del ambiente circundante o hábitat de interés se ha realizado mediante varios análisis canónicos de correspondencias que analizan de forma simultánea dos matrices de datos pertenecientes a las mismas unidades de muestreo. En este caso se dispone de una matriz de especies como variables dependientes y una matriz de variables explicativas como independientes. La unidad de estudio es el atropello. En dichos análisis se han introducido aquellas especies para las cuales el número de registros con los que se cuenta resulta superior al número de posibles variables explicativas incluidas. El programa empleado es el CANOCO for Windows 4.5. Las representaciones gráficas se han realizado con el programa CANODRAW.

Los pasos dados en los análisis canónicos de correspondencias realizados comprenden un escalamiento de Hill centrado en la distancia entre especies, una transformación logarítmica de los datos de las especies debido a las considerables diferencias en el número de atropellos entre unas y otras, y el uso del Test de permutaciones de Monte Carlo para la selección de las variables explicativas estadísticamente significativas. Los resultados se representan en un biplot que recoge a especies y variables explicativas significativas.



V.3.3. Resultados

Diferenciación de las variables relacionadas con la distribución espacial de los atropellos de fauna doméstica y fauna salvaje

El número de casos incluidos en el análisis fue de 13.721, de los cuales se excluyeron 39, por lo que fueron incorporados al proceso 13.682, un 99,7% del total. Las variables introducidas y eliminadas mediante el método de inclusión por pasos Lambda Wilks se recogen en la *tabla nº* . Los valores de Lambda de Wilks no son muy pequeños, lo que parece indicar que ambos grupos no se encuentran claramente separados. Los p-valores de la Lambda ($p < 0,001$) y el estadístico F exacta ($p < 0,001$) certifican la significación de eje discriminante por lo que la capacidad explicativa resulta buena. Por tanto, el modelo formado por las 11 variables es significativo (p-valores prácticamente iguales a cero).

Tabla 28. Variables introducidas y eliminadas en el análisis por el método Lambda Wilks de introducción por pasos

Paso	Introducidas	Lambda de Wilks						F exacta		Sig.
		Estadístico	Gl1	gl2	gl3	Estadístico	gl1	gl2		
1	Mosaico	,943	1	1	13680,0	827,689	1	13680,0	,000	
2	IMD total	,909	2	1	13680,0	683,870	2	13679,0	,000	
3	Bosque	,889	3	1	13680,0	567,185	3	13678,0	,000	
4	Pastizal	,874	4	1	13680,0	493,652	4	13677,0	,000	
5	Estr. humana	,867	5	1	13680,0	420,653	5	13676,0	,000	
6	Nucl5000	,861	6	1	13680,0	367,654	6	13675,0	,000	
7	Secano	,857	7	1	13680,0	326,318	7	13674,0	,000	
8	Pendiente	,854	8	1	13680,0	292,005	8	13673,0	,000	
9	Punto agua	,852	9	1	13680,0	263,581	9	13672,0	,000	
10	Matorral	,851	10	1	13680,0	239,354	10	13671,0	,000	
11	Regadío	,850	11	1	13680,0	219,444	11	13670,0	,000	

En cada paso se introduce la variable que minimiza la lambda de Wilks global.

a El número máximo de pasos es 28.

b La F parcial mínima para entrar es 3.84.

c La F parcial máxima para eliminar es 2.71

d El nivel de F, la tolerancia o el VIN son insuficientes para continuar los cálculos.

Con una única función discriminante se explica toda la variabilidad del modelo (un 100%) siendo significativa según el p-valor de la Lambda de Wilks ($< 0,001$), por tanto, la clasificación vendrá dada por esta única función. Las variables que contribuyen en mayor



medida a la función son mosaico, IMD total, bosque, pastizal, nucl5000 y estr.humana (Tabla 28).

Tabla 29. Coeficientes estandarizados de las funciones discriminantes canónicas

	Función
	1
<i>Pendiente</i>	0,143
<i>IMD total</i>	-0,416
<i>Nucl5000</i>	-0,252
<i>Punto agua</i>	0,122
<i>Estr. humana</i>	-0,237
<i>Bosque</i>	0,395
<i>Matorral</i>	0,131
<i>Pastizal</i>	-0,269
<i>Secano</i>	0,205
<i>Regadío</i>	0,114
<i>Mosaico</i>	0,436

Tabla 30. Matriz de estructura

	Función
	1
<i>Mosaico</i>	0,585
<i>Bosque</i>	0,547
<i>IMD total</i>	-0,517
<i>Matorral</i>	0,515
<i>Nucl5000</i>	-0,292
<i>Estr. humana</i>	-0,261
<i>Velocidad (a)</i>	-0,254
<i>Pendiente</i>	0,225
<i>Punto agua</i>	0,164
<i>Sinuosidad (a)</i>	0,159
<i>Pastizal</i>	-0,155
<i>Altitud (a)</i>	0,151
<i>Secano</i>	0,09
<i>Regadío</i>	-0,013

a. Variables no empleadas en el análisis

Tabla 31. Funciones en los centroides

Espec	Función
	1
<i>Silvestre</i>	0,199
<i>Doméstica</i>	-0,885

Funciones discriminantes canónica no evaluadas no tipificadas en la media de los grupos

La matriz de estructuras determina que las variables que presentan una mayor correlación son mosaico, bosque, lmd total, matorral, nucl5000 y estr. humanas. Los parámetros: velocidad, sinuosidad y altitud no se introdujeron en el análisis. La cierta distancia entre los valores obtenidos para la función en los centroides de los grupos nos indica que la discriminación es relativamente buena.



A la vista de los resultados obtenidos y teniendo en cuenta la posición de los centroides, los atropellos de fauna silvestre (valor del centroide 0,199) tienden a encontrarse relacionados con hábitat tipo en mosaico, bosques, matorrales, en zonas de cierta pendiente y cercanía a puntos de agua. Por el contrario, los atropellos de fauna doméstica (valor del centroide - 0,885) se correlacionan en mayor medida con carreteras de alta intensidad media diaria de tráfico, la proximidad a estructuras humanas y núcleos de población de gran tamaño. Menor grado de importancia tienen la sinuosidad y la altitud (más ligados a los silvestres). Éstas son las tendencias, pero se deben tomar con precaución a la hora de proyectarlas sobre cada caso particular puesto que los grupos presentan considerable heterogeneidad (como indica los elevados valores, no próximos a cero, para la Lambda de Wilks).

Con los coeficientes obtenidos en las regresiones logísticas de los anteriores apartados se ha llevado a cabo un análisis de componentes principales con objeto de identificar, más como una primera aproximación, las posiciones de las distintas especies respecto de los factores explicativos encontrados.

Tabla 32. Resumen jerarquizado por especie de las variables incluidas en los modelos de acuerdo al coeficiente estandarizado B obtenido en las regresiones logísticas.

	Jabalí	Corzo	Ciervo	Zorro	Lobo	Tejón	Perro	Vacuno	Ovino	Equino
Altitud		7	4					4		
Bosque	3	3	2	3		1				
Estruc.hum.							4		5	9
IMD total	1	2	5	2	2	3	1	3	2	6
Matorral	7 -			7 -						
Mosaico	4	4	3	4						7
Nucl5000							3			5
Pastizal		6 -						1		4
Pendiente	5 -		7 -	6 -			6 -	5 -		2 -
Punto agua		5	8							
Regadío								7 -		3 -
Secano		8						6 -	4	1 -
Sinuosidad	6 -		6 -	5 -			5 -	8 -	3 -	
Velocidad	2	1	1	1	1	2	2	2	1	8

Con el objeto de relacionar los atropellos de las diferentes especies con los parámetros de tráfico y de hábitat circundante, las variables explicativas, se ha elaborado un Análisis Canónico de Correspondencias (CCA). El número de atropellos introducidos en el análisis es de 13.656, pertenecientes a 17 especies, y el de variables explicativas es de 14. Los resultados se recogen en la figura nº 52 que muestra las relaciones entre especies-variables



explicativas en un plano de ordenación definido por los ejes del CCA. En dicha ordenación, cada una de las variables se encuentra representada por una flecha que indica la dirección del cambio más intenso, y en la cual la longitud es proporcional a su importancia frente al conjunto de especies. Las correlaciones entre los parámetros explicativos aparecen indicadas con relación a los ángulos que forman, de manera que a un menor ángulo se registra una mayor asociación.

Los parámetros que presentan un mayor grado de influencia a la hora de explicar los atropellos de las especies que cuentan con un mayor número de registros (se emplea como criterio de selección la inclusión de todas aquellas especies para las que se posee más colisiones que la cifra de variables introducidas en el análisis) aparecen reflejados en la tabla nº 38 junto a su p-valor, la λ marginal y el valor de F; y se relacionan con el tráfico (intensidad media diaria, velocidad), las características de la vía (sinuosidad), del hábitat circundante (distancia a manchas de bosque, cultivos de secano y regadío -se incluye también la variable maíz-, matorral, pastizal y mosaico), orografía (altitud y pendiente), y distancia a elementos tales como puntos de agua, estructuras humanas y núcleos de población de gran tamaño. Todas ellas resultaron significativas en la definición de las colisiones y de las diferencias interespecíficas (realizado mediante el test de permutaciones de Montecarlo, $p < 0,05$).

En el gráfico se observan bien diferenciados y agrupados, ligados a la parte superior del eje vertical, tres tipos de fauna doméstica: vacuno, equino y caprino, cuyos atropellos presentan unas singulares características comunes que las particularizan notablemente. Dicho grupo se diferencia del resto, dentro del espacio de ordenación, por la componente vertical, la cual es fruto de una combinación lineal en la cual las variables de mayor peso son la altitud y el pastizal con signo positivo, y los cultivos de regadío y secano con negativo. Por tanto la diferenciación se explica en base al pastizal y la altitud.

Dentro de la parte restante, es posible la realización de una separación en dos grupos bien diferenciados respecto al eje 1. Se distingue por un lado a los ciervos y corzos cuyos atropellos se correlacionan fuertemente con paisajes en mosaico, bosques y áreas de matorral, cercano a puntos de agua, con pendientes más pronunciadas y carreteras de cierta sinuosidad. En la parte derecha, al otro lado del eje de ordenados, se encuentra un conjunto de especies (las silvestres zorro, lobo, y la denominación genérica ave, y las domésticas ovino, perro y gato) para las cuales las variables explicativas que las diferencian de los anteriores conjuntos son las relativas al tráfico, intensidad media diaria y velocidad, las indicativas de áreas con influencia antrópica, distancia a estructuras humanas y a núcleos de población de más de 5000 habitantes y en menor medida a la proximidad de cultivos de secano y regadío. En una situación intermedia entre ambos, en torno al origen de coordenadas, se encuentran los atropellos de tejón y jabalí.

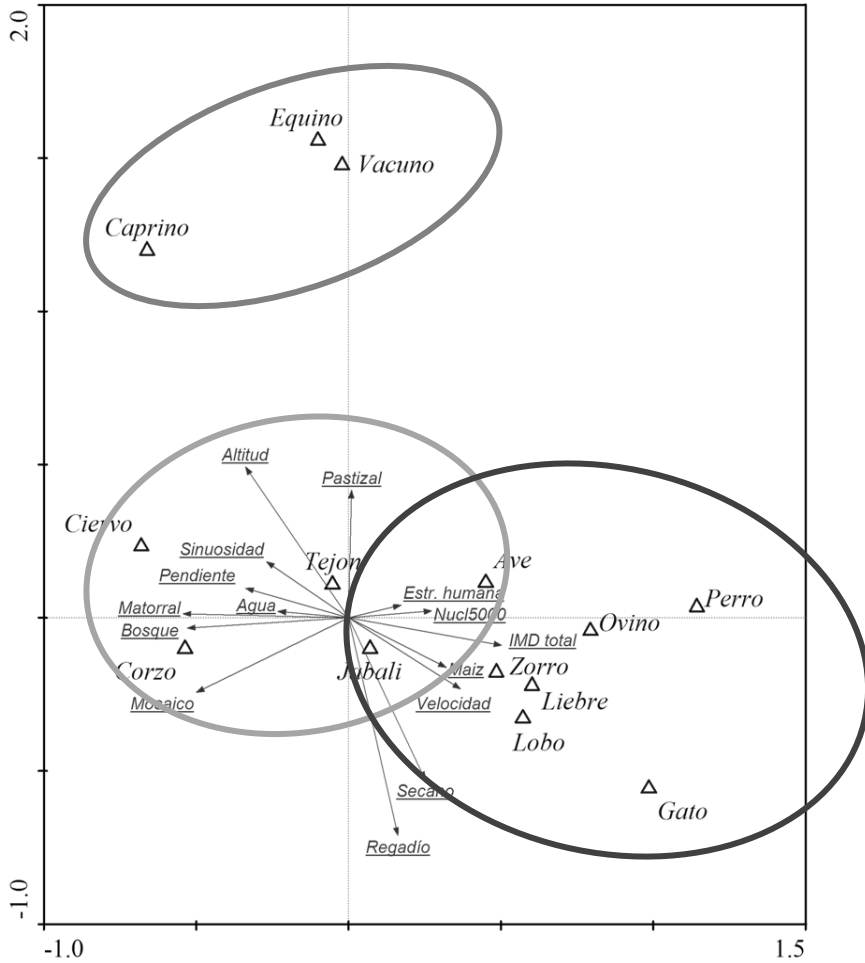


Tabla 33. Variables estadísticamente significativas en la diferenciación de los parámetros implicados en los atropellos de las distintas especies estudiadas. Se incluye el λ marg, el valor de F y el p-valor.

	λ marg	F	p-valor
Bosque	0,100	105,991	0,002
IMD total	0,750	79,188	0,002
Secano	0,061	64,659	0,002
Altitud	0,046	48,984	0,002
Mosaico	0,038	40,828	0,002
Maíz	0,024	25,493	0,002
Pastizal	0,020	21,082	0,002
Pendiente	0,019	20,204	0,002
Nucl5000	0,012	12,981	0,002
Estr. Humanas	0,009	10,227	0,002
Velocidad	0,008	8,631	0,002
Matorral	0,008	8,446	0,002
Punto agua	0,006	6,026	0,002
Regadío	0,006	6,265	0,002
Sinuosidad	0,002	2,319	0,006



Figura 67. Gráfico biplot de especies-variables explicativas resultante del Análisis Canónico Correspondencias para el conjunto de especies, tanto salvajes como domésticas, con un mayor número de atropellos registrados.



Los valores de los eigenvalues, la correlación entre especies y variables ambientales estadísticamente significativas, y los porcentajes acumulados de la varianza para las especies y para la relación entre especies y variables se recogen a continuación.

Autovalores, correlación especies-variables y varianza explicada.

Ejes	1	2	3	4	Total inercia
Eigenvalues	0.242	0.093	0.038	0.026	13.000
Correlación especies-var ambientales	0.492	0.305	0.194	0.160	

**Porcentaje acumulado de la varianza**

Para las especies	1.9	2.6	2.9	3.1
Para la relación especies-var. ambientales	56.1	77.6	86.3	92.3

En la *figura 68* se muestra la relación espacial entre el índice de intensidad viaria y los atropellos de fauna silvestre y doméstica.

Figura 68. *Distribución índice carreteras y de los atropellos tanto para especies domésticas como silvestres expresadas en cuadrículas UTM 10x10.*



V.3.4. Discusión

Comparación entre variables explicativas

Los resultados obtenidos muestran importantes diferencias en cuanto a las variables explicativas de los atropellos según la especie involucrada. Dichas diferencias se manifiestan entre el grupo de las especies salvajes y el de las domésticas, pero dentro de cada conjunto también resulta posible apreciar considerables variaciones entre una especie y otra. El principal grupo de factores que contribuyen a tal diferenciación es de las variables ambientales puesto que, para los parámetros relacionados con el volumen de tráfico o la velocidad de los vehículos, todas las especies presentan un mismo comportamiento, esto es, el número de accidentes tiende a aumentar a medida que lo hacen estos dos factores. Sin embargo, también para estos factores existen distinciones entre ellas. De hecho, la distribución espacial de algunas especies debido a sus preferencias por determinados tipos de hábitat, la disposición regional de los núcleos de población y la propia geografía de los transportes caracterizada por la ubicación de las infraestructuras principales en zonas donde se requiera una menor complejidad técnica en la construcción, ya imponen la existencia de marcados contrastes en cuanto al comportamiento de los accidentes de tráfico de cada especie respecto a la velocidad y a la intensidad media diaria. La probabilidad de atropello para cualquiera de las especies consideradas aumenta de forma significativa tanto con la velocidad de los vehículos como con la densidad de tráfico. Se han citado estos factores, con diferentes lecturas, en estudios con atropellos de especies de diferente tamaño corporal, movilidad y para múltiples lugares del mundo, mapaches *Procyon lotor.*, armadillos *Dasypus novemcinctus* (Inbar & Mayer 1999), erizos *Erinaceus europaeus* (Huijser 2000), linceos *Lynx pardina*, panteras de Florida *Puma concolor*, alces *Alces alces* (Lavsund & Sandegren 1991), nutria *Lutra lutra* (Philcox *et al.* 1999), ciervos *Cervus elaphus*, corzos *Capreolus capreolus*, y jabalíes *Sus scrofa* (Puglisi *et al.* 1974, Bruinderink, & Hazebroek 1996, Putman 1997, Finder *et al.* 1999, Joyce & Mahoney 2001, Seiler 2005, Malo *et al.* 2004), y un largo etcétera. También con pequeños vertebrados (Clevenger *et al.* 2003) e incluso anfibios (Fahrig *et al.* 1995), reptiles (Rosen & Lowe 1994) o lepidópteros (Saarinen *et al.* 2005). En ocasiones, especialmente para grupos de reducido tamaño y poco tolerantes a cualquier tipo de intromisión antropogénica en sus hábitats, el número de atropellos aumenta en carreteras secundarias de escasa densidad de tráfico puesto que en el entorno de las vías principales, debido a las molestias que el tráfico ocasiona, la abundancia y densidad de individuos es menor (Oxley *et al.* 1974, Berthoud 1987, Clarke *et al.* 1998).

Los factores ambientales identificados como significativos a la hora de explicar las colisiones con fauna doméstica presentan unas causas diferentes en comparación con las silvestres. Frente a una distribución espacial regida más por parámetros naturales en las



especies silvestres (aunque hablar sólo de estos factores en territorios tan transformados y antropizados resulta casi utópico), en el caso de las domésticas, el factor humano y la cercanía a estructuras de origen antropogénico van a desempeñar un papel fundamental en su distribución, lo que se refleja también en las colisiones. De acuerdo a la posición del centroide en el discriminante existe un estrecho vínculo de los siniestros con domésticas, núcleos de población y estructuras humanas. En cambio, la mayoría de especies silvestres que se ven involucradas en accidentes, en gran medida herbívoros, tienden a evitar áreas con un impacto antropogénico considerable (Finder *et al.* 1999, Hubbard *et al.* 2000, Nielsen *et al.* 2003).

Diferencias espaciales dentro de los grupos de especies silvestres y domésticas

Pero donde se manifiestan mayores diferencias de tendencia entre variables explicativas es dentro de los parámetros y distancia a los diferentes uso de suelo concretados en el Corine Land Use. La influencia del paisaje circundante de la carretera ha sido también evaluada. Así, como dato preeliminar, la probabilidad de que tenga lugar el atropello de un corzo disminuye al incrementarse las edificaciones y estructuras humanas y aumenta al reducirse la distancia a masas boscosas (Bashore *et al.* 1985).

En el caso del jabalí, las variables significativas que recoge el modelo, aparte de las ya citadas, velocidad e IMD, son los bosques y los paisajes en mosaico. Esto se adecúa en buena medida a los hábitats considerados como preferentes y donde las poblaciones alcanzan una mayor densidad. En un estudio realizado para ambas mesetas la ocupación de una determinada mancha de bosque depende de la localización del fragmento forestal, siendo más abundante en aquellos más cercanos a grandes masas boscosas junto a montañas y bosques de ribera (Virgós 2002). Pero no sólo en estos, sino que posee una extrema capacidad de adaptación colonizando todo tipo de ambientes y con un alto grado de tolerancia a la presión humana (Rosell *et al.* 2001). Por ello, también puede llegar a ser relativamente común, dentro de la meseta cerealista, en zonas amplias de cultivo (Blanco 1998). Igualmente, se ha asentando en el interior de los campos de maíz que proliferan en las vegas de algunas de nuestras cuencas hidrográficas más importantes (Fernández-Llario 2006). Las variables significativas distan de las encontradas en los atropellos de jabalí para la provincia de Salamanca donde más de las tres cuartas partes tienen lugar en los paisajes humanizados y fragmentados del noreste, muy en consonancia con el cultivo de maíz, siendo menos frecuentes en los bosques mono-específicos de robles melojos o en los matorrales cercanos a montañas (Peris *et al.* 2005). Esto puede ser debido a que las principales vías de comunicación en dicha provincia discurren por esos hábitats.



Para el corzo, los factores ambientales identificados por el modelo como significativos, en sentido positivo, son principalmente los paisajes en mosaico, bosques, presencia de puntos de agua cercanos y en menor medida, cultivos de secano y altitud media elevada. También como significativos, pero en sentido negativo, tenemos el pastizal y el regadío (de escaso papel en la ecuación). La totalidad de los autores consultados reseñan diferencias de densidad en el corzo según el hábitat que ocupen (Strandgaard 1972, Reichholf 1980, Bideau *et al.* 1985), hecho observado de la misma manera en la Península Ibérica (Costa 1992, Aragón 1993) y detallado en profundidad por Delibes (1996). Tanto la fuente de alimento como la cobertura se consideran parámetros decisivos en la selección de hábitat por parte de cérvidos de reducido tamaño, como el corzo, y otras especies similares (Cederlund 1983, Cibien *et al.* 1989, Tufto *et al.* 1996, Tellería & Virgós 1997). Se trata una especie capaz de colonizar diferentes hábitat, mostrando una considerable flexibilidad (Linnell *et al.* 1998) aunque ciertamente muy ligado a masas boscosas. Por tanto resulta lógica esa relación entre colisiones y bosques. Los paisajes en mosaico con fragmentos forestales resultan propicios para la especie, que prefiere la diversidad de zonas con un sotobosque denso donde refugiarse y prados para alimentarse (Blanco 1998). A pesar de la predilección por áreas boscosas, puede llegar a explotar los medios agrícolas (lo que explicaría la introducción de la variable en el modelo), constatándose una expansión en la última década desde las zonas montañosas hasta la periferia agrícola (San José 2002). No tanto en España pero si para otras zonas de Europa, una buena parte de la dieta la constituye el grano procedente de cultivos. Su relación inversa con el pastizal parece en un principio contradictoria teniendo en cuenta sus preferencias pero, se entiende si consideramos que la mayor parte de los pastizales de borde de monte empleados por el corzo no reúnen un tamaño lo suficientemente grande como para ser representados a la escala del mapa. La mayor parte de los pastizales a los que se refiere la cartografía son los de alta montaña y los pastizales adhesados.

El ciervo presenta en la regresión logística unas variables significativas similares a las obtenidas para el corzo. Se trata también de una especie forestal que prefiere ocupar zonas con diversidad de biotopos, donde encuentre a su disposición, a la menor distancia posible, alimento y refugio. Emplea, en buena medida, los ecotonos entre zonas boscosas o cubiertas con vegetación arbustiva y áreas abiertas con abundancia de plantas herbáceas (Carranza 2002). Requieren en mayor medida espacios ricos y diversos que grandes territorios. No realizan normalmente grandes desplazamientos pero si son molestados, pueden huir de su zona habitual e incluso llegar a abandonarla definitivamente si las molestias continúan (Montoya 2001).

Los atropellos de zorro en la Comunidad tienden a producirse en zonas de bosque y paisaje en mosaico, lugares preferidos por la especie a la que favorecen más los hábitat diversos y fragmentados que los homogéneos (Gortázar 2002). Lo dicho se enlaza con la aparición del



cultivo de secano como significativo en el modelo, pero con signo negativo. Especie de marcado carácter generalista, capaz de adaptarse a un amplio abanico de condiciones ambientales siempre que encuentre un mínimo de refugio y alimento, incluso tolerando un grado considerable de actividad humana. Territorios variables en función de la disponibilidad de recursos, incluso desapareciendo el comportamiento territorial si hay abundante alimento (Blanco 1988).

En relación a los atropellos de fauna doméstica la forma de producción, gestión y atención al ganado resulta fundamental. Las colisiones no se producen en aquellos lugares de vocación ganadera en régimen intensivo, sino que se relacionan con formas de tenencia del ganado en condiciones extensivas de semilibertad y con escaso nivel de vigilancia. Presenta esto cierta similitud con los daños provocados por ataques de lobo, mucho mayores en las áreas donde el ganado está en régimen extensivo como, por ejemplo, las zonas de montaña y en las dehesas del oeste de España (Blanco *et al.* 1990, Llana *et al.* 2000, Blanco & Cortés 2002). Según datos de un estudio de la DGT, sólo en el 16% de los accidentes de tráfico con fauna doméstica el animal involucrado iba conducido por pastores. Salvo casos de abandono, una buena parte de estos animales tienen un dueño que ha actuado con negligencia al no ser consciente del riesgo que entraña para la seguridad vial.

Los atropellos de ovino se relacionan con el cultivo de secano. Se ubican pues en la meseta castellana donde perviven formas de pastoreo muy tradicionales que, basadas en el aprovechamiento de rastrojos y baldíos, han desempeñado un papel de actividad complementaria en el marco de una agricultura dominante. Estarían más en consonancia con la zona centro de la región.

Las otras dos especies domésticas consideradas (también el caprino que se incluye en el ACC) comparten características comunes y se relacionan más con la periferia montañosa en la cual la ganadería se presenta como la actividad económica principal y, en ocasiones, la única forma de sustento. Dentro de la Comunidad también hay otros tipos de explotaciones con bovino pero en régimen intensivo por lo que los individuos difícilmente resultarán atropellados. Además, los rebaños de ovino tienden a ser mixtos y se incluyen con frecuencia ejemplares de caprino. Sin embargo, es en las zonas montañosas donde tienden a producirse las colisiones con estas tres especies porque dichas áreas poseen abundantes pastos y de calidad durante buena parte del año, con los animales en régimen semiextensivo. No resulta infrecuente, sobre todo en las carreteras secundarias, que entre el ganado y la carretera no se interponga ningún tipo de vallado que pueda impedir el acceso de los animales a la calzada.



La explicación del por qué son algunas especies resultan más atropelladas, las razones son tanto biológicas como humanas. Así, el ovino resulta raro porque la bondad de pastos es capaz de soportar especies de mayores requerimientos nutritivos como el bovino de carne, el cual reporta al ganadero más beneficios que el primero. En la meseta sucede lo contrario, la alimentación se reduce a baldíos y rastrojeras por lo que los aportes nutritivos son bajos e incapaces de soportar por si mismos los requerimientos de un bóvido pero, en cambio, si los de una oveja. El caprino se ha introducido en la montaña para el aprovechamiento de los pastos situados en las zonas de pendiente considerable. Los caballos, aunque con un menor número de individuos, suelen encontrarse en condiciones similares a los de los bovinos. Todo lo dicho se encuentra en consonancia con las variables ambientales explicativas de los atropellos, destacando el pastizal y la altitud (muy improbables en zonas de cultivos de secano y regadío). En el ACC la cabra doméstica se encuentra estrechamente ligada a las pendientes abruptas.

Las colisiones con perros poseen algunas diferencias causales respecto al resto de domésticas. La mayor parte de los atropellos se debe a individuos que se encuentran en el interior o en las inmediaciones de núcleos urbanos. Pero tampoco resultan infrecuentes los incidentes con perros que han sido abandonados por sus dueños y vagan por el campo. Caso reseñable, que se plasma en las estadísticas de partes (se suele recoger en este caso la raza implicada), es el abandono de numerosos galgos tras la finalización del periodo cinegético, pereciendo muchos de ellos víctimas del tráfico rodado.

Dentro de cada grupo, tanto para el de los domésticos como para el de las salvajes, existen considerables diferencias internas como demuestran los resultados obtenidos mediante los análisis canónicos de correspondencias. En el caso de las especies salvajes, como ya se ha comentado con anterioridad, las colisiones se encuentran íntimamente ligadas a la intensidad media diaria y a la velocidad del tráfico (también para las domésticas). Pero las diferencias interespecíficas surgen en relación a los hábitats. Casi todas las especies consideradas comparten una probabilidad mayor de atropello en las cercanías de fragmentos de vegetación naturales. Ahora bien, hay especies ligadas a un determinado tipo de hábitat como es el caso de los cérvidos y las masas forestales, y otras, como el jabalí, el lobo, o el zorro, de mayor plasticidad ecológica y mayor grado de movilidad, que son capaces de adaptarse a diferentes condiciones ambientales y colonizar una considerable diversidad de medios en principio poco aptos para ellas como, por ejemplo, los cultivos. Así, en el fondo, las diferencias detectadas entre las distintas especies silvestres en el ACC no vienen dadas tanto por la IMD, la velocidad o la presencia de manchas de vegetación naturales sino como por la participación o no en los accidentes de tráfico con fauna en las áreas más transformadas por el hombre. Además, por estas zonas, en general de topografías mas suaves, discurren una buena parte de las carreteras principales de la comunidad lo que explicaría, junto a una mayor tolerancia a las



actividades antropogénicas, que estas especies resulten atropelladas en carreteras con mayores densidades de tráfico (esta afirmación exige de una matización relativa al filtro selectivo que suponen los vallados en autovías y autopistas).

En definitiva, la localización de los puntos con notable concentración de atropellos depende, en parte, de la propia movilidad del grupo faunístico considerado. Así los atropellos de grupos como los anfibios, de movilidad reducida, suelen acumularse en los puntos donde la carretera intercepta las rutas migratorias hacia los lugares de reproducción y en las inmediaciones de puntos de agua (Vos & Chardon 1998, Ashley & Robinson 1996). Sin embargo, otros grupos como el de los mamíferos, sobre todo aquellos de porte considerable, se desenvuelven habitualmente en escalas más amplias y emplean más de un hábitat. Esto hace que para las especies de mayor movilidad sea más complejo determinar a priori la ubicación de posibles puntos de atropello. No obstante, la probabilidad de atropello como es lógico resulta mayor si la carretera transita por los hábitat propios para cada especie. También cuando cruza otros tipos de estructuras lineales del paisaje (Puglisi *et al.* 1974, Feldhamer *et al.* 1986, Putman 1997, Gundersen *et al.* 1998, Lodé 2000).

El modelo planteado en este estudio, por diferentes motivos, no incluye algunos elementos que se ha demostrado que participan o colaboran en la explicación de la ubicación de los puntos con atropello. Los patrones espaciales en los accidentes de carretera con fauna dependen de las características del tráfico y la vía, del hábitat adyacente y la estructura paisajística, pero también de la ecología y de las densidades poblacionales de la especie considerada (Bellis & Graves 1971, Puglisi *et al.* 1974, Ashley & Robinson 1996, Finder *et al.* 1999). Por tanto, uno de los parámetros que se quería haber introducido en el modelo eran los datos referentes a la densidad de al menos las tres especies cinegéticas (corzo, ciervo y jabalí) a partir de las estadísticas anuales por comarca que se elaboran desde el organismo competente en la materia, pero que no han podido ser recopiladas.

No recoge los efectos de las medidas implementadas en la red de carreteras con el objetivo de mitigar las colisiones con fauna de gran porte tal como desbroces, vallados, pasos de fauna, señalización, catadióptricos, espejos, olfativas, etc. Su presencia introduce un nuevo elemento que puede provocar distorsiones a nivel local en la probabilidad de atropello. Las medidas propuestas que actualmente se está llevando a cabo en la comunidad son: señalización, desbroce de la vegetación y vallado de los tramos más peligrosos. Otras propuestas y dispositivos como los catadióptricos, los espejos y la orina de lobo han sido testado pero, de resultados cuanto menos discutibles, han caído en desuso. Haciendo breve referencia a su eficacia, decir que las investigaciones realizadas hasta la época apuntan a que la medida más eficaz es el vallado perimetral de los tramos peligrosos acompañado siempre de pasos de fauna bien ubicados y dimensionados que reduzcan el



efecto barrera del vallado (Falk *et al.* 1978). También la validez del desbroce de la vegetación arbustiva de los bordes de la carretera ha sido probada con reducciones para alce en Escandinavia de entre el 20-50% (Jaren *et al.* 1991, Lavsund & Sandegren 1991). Los desbroces se han realizado en puntos muy concretos de las carreteras de Soria, Palencia, Burgos, León y Zamora. El vallado se restringe, de momento, a la carretera que discurre entre Soria y Almazán. Las nuevas señalizaciones que se han instalado en múltiples tramos de la comunidad, de diferente tipología dependiendo de cuál es la administración competente de la vía, poseen validez reducida. La presencia de estas medidas mitigadoras no ha sido incluida puesto que representan una proporción mínima en relación al conjunto regional, esto es, se consideran hechos puntuales de ámbito local dentro de un análisis de tendencias más amplio de escala regional.

Teniendo presente lo comentado con anterioridad, resulta preciso debatir acerca de la enorme variabilidad que presentan los atropellos en cuanto a factores explicativos, sobre todo para determinadas especies de carácter más generalista y mayor capacidad de desplazamiento. Cada accidente con fauna puede ser debido a un abanico muy amplio de variables, relacionadas, como ya se ha apuntado, con las características de la vía y del tráfico, el hábitat circundante, la ecología de la especie y sus ciclos vitales, la realización de determinadas actividades antropogénicas estacionales, etc. En definitiva, múltiples causas que dejan su impronta o se manifiestan en forma de variaciones espacio-temporales en los atropellos, lo que hace realmente difícil la generación de modelos predictivos válidos.

Todo ello plantea considerables problemas desde el punto de vista estadístico. Así, el tanto por ciento de varianza explicada en los modelos suele ser relativamente bajo fruto de esta enorme variabilidad. Lo que sucede en un punto puede que no sea igual unos kilómetros más allá y en una escala espacial tan grande incluso las poblaciones de las especies estudiadas presentan importantes diferencias ecológicas (si el ámbito de análisis se restringiera en exclusiva a, por ejemplo, una zona boscosa del norte de Burgos, posiblemente no hubiéramos detectado la relevancia que presenta en cultivo de maíz para los atropellos de jabalí. Sin embargo, a la vez, esto es una nueva fuente de variabilidad).

Debido a tal diversidad parece razonable proponerse “sólo” como objetivo principal el alcanzar la detección de tendencias generales. Los modelos elaborados se consideran capaces de identificar cuáles son dichas tendencias globales, pero, a la escala de trabajo empleada, resulta cuanto menos complejo que recojan las causas de todos y cada uno de los casos particulares. Así, estos estudios a nivel regional que cubren un amplio territorio deben ser considerados el primer paso para la caracterización de los atropellos de ese espacio, el punto de partida de cualquier proceso de planificación ambiental recogido en los Planes y Programas de Infraestructuras de Transporte por Carretera y ponderados en las Evaluaciones Ambientales Estratégicas de estos Planes y Programas sectoriales. Pero,



para caracterizar las colisiones acaecidas en una superficie más reducida, que atañen a una población determinada y sobre las cuales se van a aplicar medidas concretas, resulta preciso hacer zoom en esa zona, esto es, disminuir la variabilidad y aumentar la concreción. Entramos aquí, pues, en el papel fundamental que tienen las escalas en el ámbito de la ecología, en general, y en la ecología del paisaje en particular.

V.3.5. Bibliografía

- Aragón, S. (1993). El corzo (*Capreolus capreolus*) en Cádiz. Caracterización y encuadre de sus poblaciones en el conjunto de la especie. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.
- Ashley, E. P., Robinson, J. T. (1996). Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife of the long point causeway, Lake Erie, Ontario. *Canadian Field Naturalist* 110: 403-412.
- Bashore, T. L., Tzilkowski, W. M., Bellis, E. D. (1985). Analysis of deer-vehicle collision sites in Pennsylvania. *Journal of Wildlife Management* 49: 769-774.
- Bellis, E. D., Graves, H. B. (1971). Deer mortality on a Pennsylvania interstate. *Journal of Wildlife Management* 35: 232-237.
- Blanco, J. C. (1988). Estudio ecológico del zorro en la Sierra de Guadarrama. Tesis Doctoral. Universidad de Oviedo.
- Blanco, J. C., Cortés, Y. (2002). Ecología, censos, percepción y evolución del lobo en España. Análisis de un conflicto. SECEM / Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Blanco, J. C., Cuesta, L., Reig, S. (1990). El lobo (*Canis lupus*) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología. ICONA, Madrid.
- Bruinderink, G. W. T. A., Hazebroek, E. (1996). Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology* 10: 1059-1067.
- Carranza, J. (2002). El ciervo – *Cervus elaphus* Linnaeus, 1758. En: Palomo, L. J., Gisbert, J. (eds.). Atlas de los Mamíferos terrestres de España. Dirección General Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid. Pp. 310-313.
- Cederlund, G. (1983). Home range dynamics and habitat selection by Roe deer in a Boreal Area in central Sweden. *Acta Theriologica* 28: 443-460.
- Cibien, C., Bideau, E., Boisaubert, B., Maublanc, M. L. (1989). Influence of habitat characteristics on winter social organisation in field roe deer. *Acta Theriologica* 34: 219-226.
- Clarke, G. P., White, P. C. L., Harris, S. (1998). Effects of roads on badger (*Meles meles*). populations in south-west England. *Biological Conservation* 86: 117-124.
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B., Gunson, K. E. (2001). Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin* 29: 646-653.
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B., Gunson, K. E. (2003). Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation* 109: 15-26.
- Clevenger, A. P., Waltho, N. (2000). Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology* 14: 47-56.
- Costa, L. (1992). Ecología del corzo en las montañas cantábricas. Modelo de gestión. Tesis Doctoral. Universidad de León.



- Conover, M. R., Pitt, W. C., Kessler, K. K., DuBow, T. J., Sanborn, W. A. (1995). Review of human injuries, illness, and economic losses caused by wildlife in the United States. *Wildlife Society Bulletin* 23: 407-414.
- Delibes, J. R. (1996). Ecología y comportamiento del corzo (*Capreolus capreolus*, L. 1758) en la Sierra de Grazalema (Cádiz). Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- Fahrig, L., Pedlar, J. H., Pope, S. E., Taylor, P. D., Wegner, J. F. (1995). Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation* 73: 177-182.
- Falk, N. W., Graves, H. B., Bellis, E. D. (1978). Highway right-of-way fences as deer deterrents. *Journal of Wildlife Management* 42: 646-650.
- Feldhamer, G. A., Gates, J. E., Harman, D. M., Loranger, A. J., Dixon, K. R. (1986). Effects of interstate highway fencing on white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) activity. *Journal of Wildlife Management* 50: 497-503.
- Fernández-Llario, P. (2006). Jabalí – *Sus scrofa*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Carrascal, L. M., Salvador, A. (eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Finder, R. A., Roseberry, J. L., Woolf, A. (1999). Site and landscape conditions at white-tailed deer /vehicle collision locations in Illinois. *Landscape and Urban Planning* 44: 77-85.
- Gortázar, C. (2002). El zorro – *Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758. En: Palomo, L. J., Gisbert, J. (eds.). Atlas de los Mamíferos terrestres de España. Dirección General Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid. Pp. 242-245.
- Grilo, C., Bissonette, J. A., Santos-Reis, M. (2008). Response of carnivores to existing highway culverts and underpasses: implications for road planning and mitigation. *Biological Conservation* 17: 1685-1699.
- Grilo, C., Bissonette, J. A., Santos-Reis, M. (2009). Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: Consequences for mitigation. *Biological Conservation* 142: 301-313.
- Gundersen, H., Andreassen, H. P., Storaas, T. (1998). Spatial and temporal correlates to norwegian moose - train collisions. *Alces* 34: 385-394.
- Gunson, K. E., Clevenger, A. P., Ford, A. T., Bissonette, J. A., Hardy, A. (2009). A comparison of data sets varying in spatial accuracy used to predict the occurrence of wildlife-vehicle collisions. *Environmental Management* 44: 268-277.
- Hubbard, M. W., Danielson, B. J., Schmitz, R. A. (2000). Factors influencing the location of deer-vehicle accidents in Iowa. *Journal of Wildlife Management* 64: 707-713.
- Huijser, M. P., Fuller, J., Wagner, M. E., Hardy, A., Clevenger, A. P. (2007). Animal-vehicle collision data collection. A synthesis of highway practice. NCHRP Synthesis 370.
- Inbar, M., Mayer, R. T. (1999). Spatio-temporal trends in armadillo diurnal activity and road-kills in central Florida. *Wildlife Society Bulletin* 27: 865-872.
- Jaren, V., Andersen, R., Ulleberg, M., Pedersen, P. H., Wiseth, B. (1991). Moose-train collisions: the effects of vegetation removal with a cost-benefit analysis. *Alces* 27: 93-99.
- Joyce, T. L., Mahoney, S. P. (2001). Spatial and temporal distributions of moose-vehicle collisions in Newfoundland. *Wildlife Society Bulletin* 29: 281-291.
- Kolowski, J. M., Nielsen, C. K. (2008). Using Penrose distance to identify potential risk of wildlife-vehicle collisions. *Biological Conservation* 141: 1119-1128.
- Lavsund, S., Sandegren, F. (1991). Moose-vehicle relations in Sweden: a review. *Alces* 27: 118-126.



- Linnell, J. D. C., Duncan, P., Andersen, R. (1998). The European roe deer: a portrait of a successful species. In: Andersen, R., Duncan, P., Linnell, J. D. C. (eds) *The European roe deer: the biology of success*. Scandinavian University Press, Oslo. Pp. 11-22.
- Llaneza, L., Iglesias, J., Rico, M. (2000). Hábitos alimenticios del lobo ibérico en el antiguo Parque Nacional de la Montaña de Covadonga. *Galemys* 12: 93-102.
- Lodé, T. (2000). Effect of a motorway on mortality and isolation of wildlife populations. *Ambio* 29: 163-166.
- Malo, J. E., Suarez, F., Diez, A. (2004). Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology* 41: 701-710.
- Montoya, J. M. (1999). El ciervo y el monte: manejo y conservación. (*Cervus elaphus* L.) Mundi-Prensa, Madrid.
- Mysterud, A. (2004). Temporal variation in the number of car-killed red deer *Cervus elaphus* in Norway. *Wildlife Biology* 10: 203-211.
- Nielsen, C. K., Anderson, R. G., Grund, M. D. (2003). Landscape influences on deer-vehicle accident areas in an urban environment. *Journal of Wildlife Management* 67: 46-51.
- Oxley, D. J., Fenton, M. B., Carmody, G. R. (1974). The effects of roads on populations of small mammals. *Journal of Applied Ecology* 11: 51-59.
- Peris, S., Baquedano, R., Sánchez, A., Pescador, M. (2005). Mortalidad del jabalí (*Sus scrofa*) en carreteras de la provincia de Salamanca (NO de España): ¿Influencia de su comportamiento social?. *Galemys* 17: 13-23.
- Philcox, C. K., Grogan, A. L. Macdonald, D. W. (1999). Patterns of otter *Lutra lutra* road mortality in Britain. *Journal of Applied Ecology* 36: 748-762.
- Puglisi, M. J., Lindzey, J. S., Bellis, E. D. (1974). Factors associated with highway mortality of white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management* 38: 799-807.
- Putman, R. J. (1997). Deer and road traffic accidents: options for management. *Journal of Environmental Management* 51: 43-57.
- Ramp, D., Caldwell, J., Edwards, K. A., Warton, D., Croft, D. B. (2005). Modelling of wildlife fatality hotspots along the Snowy Mountain Highway in New South Wales, Australia. *Biological Conservation* 126: 474-490.
- Reichholf, J. (1980). Jahreszeit und biotopabhängigkeit Gebirgsrevier bei waldbaulicher Betriebsumstellung. *Centralblatt Gesamte Forstw.* 99: 167-170.
- Rodríguez, A., Crema, G., Delibes, M. (1996). Use of nonwildlife passages across a high speed railway by terrestrial vertebrates. *Journal of Applied Ecology* 33: 1527-1540.
- Rodríguez, A., Crema, G., Delibes, M. (1997). Factors affecting crossing of red foxes and wild cats through non-wildlife passages across a high-speed railway. *Ecography* 20: 287-294.
- Rosell, C., Fernández-Llario, P., Herrero, J. (2001). El jabalí (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758). *Galemys* 13: 1-25.
- Rosen, P., Lowe, C. (1994). Highway mortality of snakes in the Sonoran desert of southern Arizona. *Biological Conservation* 68: 143-148.
- Saarinen, K., Valtonen, A., Jantunen, J., Saarnio, S. (2005). Butterflies and diurnal moths along road verges: Does road type affect diversity and abundance? *Biological Conservation* 123: 403-412.



Saeki, M., Macdonald, D. W. (2004). The effects of traffic on the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides viverrinus*) and other mammals in Japan. *Biological Conservation* 118: 559-571.

San José, C. (2002). El corzo - *Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758. En: Palomo L. J., Gisbert, J. (eds.) Atlas de los mamíferos terrestres de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid. Pp. 318-321.

Seiler, A. (2004). Trends and spatial pattern in ungulate–vehicle collisions in Sweden. *Wildlife Biology* 10: 301-313.

Seiler, A. (2005). Predicting locations of moose–vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology* 42: 371-382.

Slater, F. M. (2002). An assessment of wildlife road casualties – The potential discrepancy between numbers counted and numbers killed. *Web Ecology* 3: 33-4.

Strandgaard, H. (1972). The roe deer (*Capreolus capreolus*) population at Kalo and the factors regulating its size. *Danish Review Game Bioogy* 7: 1-205.

Tellería, J. L., Virgós, E. (1997). Distribution of an increasing roe deer population in a fragmented Mediterranean landscape. *Ecography* 20: 247-252.

Tufto, J., Andersen, R., Linnell, J. D. C. (1996). Habitat use and ecological correlates of home-range size in a small cervid: the roe deer. *Journal of Animal Ecology* 65: 715-724.

Virgós, E. (2002). Factors affecting wild boar (*Sus scrofa*) occurrence in highly fragmented Mediterranean landscapes. *Canadian Journal of Zoology* 80: 430-435.

Vos, C. C., Chardon, J. P. (1998). Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog (*Rana arvalis*). *Journal of Applied Ecology* 35: 44-56.



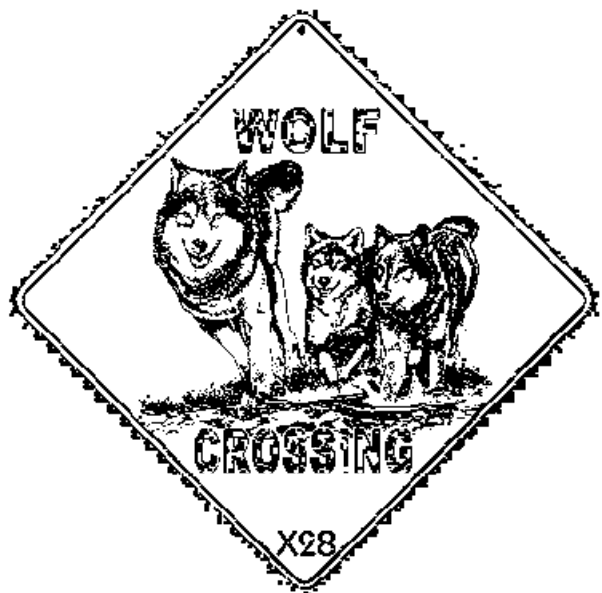
Resultados 4

*Hay dos maneras de ver el mundo:
la primera es pensar que nada es un milagro; la segunda es pensar que todo lo es.*

Albert Einstein

***Factores relacionados con los atropellos de lobo *Canis lupus*
en el Noroeste de España.***

Factors influencing wolf *Canis lupus* road-kills in Northwest Spain.





F

actors influencing wolf *Canis lupus* road-kills in Northwest

Spain.

Colino-Rabanal, V.J., Lizana, M., Peris, S.J.

Área de Zoología. Departamento de Biología Animal, Parasitología, Ecología, Edafología y Química Agrícola. Universidad de Salamanca. Campus Miguel de Unamuno. 37007 Salamanca, Spain.

Resumen

[Los atropellos son una de las principales causas de mortalidad en carreteras. Una buena parte de las investigaciones se ha centrado en el estudio de las colisiones con ungulados porque constituyen un riesgo para la seguridad vial. Sin embargo, los estudios sobre grandes carnívoros son todavía escasos a pesar de que los atropellos constituyen una de sus principales causas de mortalidad. Dicha ausencia de investigaciones puede explicarse, en parte, por la dificultad que entraña la obtención de tamaños de muestra lo suficientemente grandes para este grupo faunístico. En este trabajo se recogió información detallada de 82 puntos donde habían tenido lugar atropellos de lobo en la región Castilla y León, en el NO de España. Se evaluaron diferentes modelos para caracterizar las localizaciones de los atropellos usando para ello regresiones logísticas con la adición de correcciones para eventos raros. Los modelos que mejor funcionaron para explicar la distribución espacial de atropellos de lobo incluyeron las variables relacionadas con el tráfico y las molestias antropogénicas. Las variables ambientales no supusieron una mejora substancial en el poder predictivo de los modelos. La presencia de vallado fue un factor decisivo; los atropellos fueron proporcionalmente más numerosos a lo largo de autovías y autopistas valladas que en otras carreteras también de alta capacidad pero sin vallar. Las colisiones fueron, además, más frecuentes en zonas agrícolas aunque la densidad de lobos es menor en estas zonas. Tanto la presencia de una mayor densidad de carreteras de alta capacidad como una mayor proporción de individuos flotantes podrían explicar este patrón.

Palabras clave: *colisiones, carnívoros, vallados, modelización logística, carreteras, lobo.*]



Abstract

Road-kill is one of the most prominent causes of wildlife mortality. Much research effort has focussed on collisions with ungulates because of traffic safety. However, studies about large carnivore road-kills are scarce despite vehicles being a main cause of mortality. The absence of studies can be explained in part because of difficulties in obtaining sufficient sample sizes. We collected data from locations of 82 wolf road-kill sites in the Castilla y León region, northwest Spain. We evaluated different models to characterise collision localities using logistic regressions with corrections for rare events. The best models included traffic and human disturbance parameters. Landscape variables did not improve predictive power. Fencing was a decisive key predictor; road-kill was proportionally higher along fenced highways than on similar major roads that lacked fences. Wolf-vehicle collisions were more common in agricultural areas, although wolf densities were lower in these zones. Both the higher density of important roads and a greater proportion of roaming wolves on the plateau may explain this pattern.

Keywords: *Animal-vehicle collisions, carnivores, fencing, logistic modelling, roads, wolf*

V.4.1. Introduction

Wildlife–vehicle collisions have increased in many parts of the world in recent decades with associated property damage, injury and fatalities (Conover *et al.* 1995). In Europe, accidents involving large mammals include wild boar *Sus scrofa*, roe deer *Capreolus capreolus*, red deer *Cervus elaphus* and moose *Alces alces* (Groot-Bruinderink & Hazebroek 1996). Although some populations may be at risk, road mortality is not a global threat to these species. The objective of mitigation is typically enhanced traffic safety rather than conservation. Important research efforts have focussed on identifying factors that explain the spatiotemporal distribution of roadkills, especially ungulates (Puglisi *et al.* 1974, Bashore *et al.* 1985, Finder *et al.* 1999, Hubbard *et al.* 2000, Joyce & Mahoney 2001, Nielsen *et al.* 2003, Malo *et al.* 2004, Mysterud 2004, Seiler 2004, 2005), but also large carnivores (Kolowski & Nielsen 2008) and smaller mammals (Inbar & Mayer 1999, Clevenger *et al.* 2003, Ramp *et al.* 2005, Bissonette & Rosa 2009, Grilo *et al.* 2009).

Nonetheless, roads can be one of the main mortality factors for large carnivores and have serious negative impacts on carnivore populations. Large carnivores have several characteristics that make them more vulnerable to road impacts: small population sizes, large home-ranges with long daily movements, and often behaviour that results in conflicts with human interests (Noss *et al.* 1996, Crooks 2002). For the Iberian lynx *Lynx pardinus*,



road-kills accounted for 37.1% of the deaths (33 of 89) in the Parque Nacional de Doñana, Spain, between 1982 and 2004 (Ferrerías *et al.* 1992, Ministerio de Medio Ambiente 2004). In Florida half of cougar *Felis concolor* deaths are caused by vehicles (Harris & Gallagher 1989, Maehr 1991).

The impact that roads have had on large carnivores is not limited to road mortality; habitat fragmentation and barrier effects may be the largest long-term threats to their population viability (McLellan & Shackleton 1988, Mace *et al.* 1996, Tigas *et al.* 2002, Kaczensky *et al.* 2003). Crossing structures are intended to improving connectivity by joining landscapes. The improvements made by underpasses and overpasses for use by large carnivores have been confirmed in several studies (Foster & Humphrey 1995, Rodríguez *et al.* 1996, 1997, Gloyne & Clevenger 2001, Grilo *et al.* 2008)

We investigated the possibility of modelling the spatial distribution of road-killed wolves *Canis lupus* who have large home ranges and long daily movements and use several kinds of habitat. Wolf-roads interactions have been studied previously. Wolves prefer landscapes without roads and avoid establishing territories in areas with a road density higher than 0.6 km/km² (Thiel 1985, Mech 1989, Mladenoff *et al.* 1995). Highways and major roads impede long-distance movements (Thurber *et al.* 1994, Paquet & Callaghan 1996), but transverse structures across linear infrastructures can reduce the barrier effect (Clevenger & Waltho 2000). Other authors have reported that highways are not a significant obstacle (Kohn *et al.* 1999) or, at least, fragmentation caused by a linear natural element, such as the River Duero, is greater than that caused by a four-lane highway (Blanco *et al.* 2005).

We are unaware of specific research about spatio-temporal distributions of wolf road-kills, although wolf mortality on roads is widely documented. There are several studies from the Mediterranean region documenting road mortality in wolves. In Italy 52.0% (76 road-kills) between 1991 and 2001 (Lovari *et al.* 2007) and in Croatia 24.2% (15 road-kills) between 1996 and 2001 (Huber *et al.* 2002) of the wolf mortality recorded was due to collisions with vehicles. Elsewhere, in Scandinavia, 26% of deaths (n = 84) were road-kill (Olsen 2003). In North America, on US Highway 53 in Wisconsin, 1 of 59 radio-tracked wolves and 2 non-telemetered wolves were killed on a road network during a six-year study (Kohn *et al.* 1999). In Banff National Park, Canada, 16 wolf road-kills were recorded during an 18-year period (Clevenger *et al.* 2001).

The aim of this research is to describe which variables best characterise wolf-vehicle collisions in order to reduce the number of road-kills and improve mitigation planning decisions (Bissonette & Adair 2009). These parameters can be relative to traffic, landscape features, or the degree of human presence.



V.4.2. Materials and methods

Study area and wolf populations

We conducted this study in the Castilla y Leon Region, which is situated in the Northwest Iberian Peninsula and including the North Plateau and the peripheral mountainous area around it. Its total area is 94,223 km², but wolf populations are not present in the whole region. Human population density is low, 26.57 inhabitants/km², and concentrated in towns and cities; there are also, however, many small villages throughout the region. There are two main landscapes within the region. The plateau, now a grain-producing farmland landscape, is situated in the centre of the region, with a flat topography associated with the sediments of the River Duero and its tributaries. Surrounding the plateau there is a range of mountains that can exceed 2000 metres in height. Cattle grazing and forestry uses are the most common land-uses in the peripheral mountains (*Figure 69*). Castilla y Leon road type characteristics are described in *Table 34*.

Figura 69. Location of the study area. White points indicate wolf road-kill localities in the Castilla y Leon road network from 2001 to 2007. Data were obtained from reports by traffic safety and environmental authorities





Tabla 34. Main characteristics of the different types of roads within Castilla y Leon road network

Type of road	Function	Number of lanes	Traffic volume and speed	Fencing
Motorways	connect the main cities throughout the country	4 or more	High	Always fenced. Conventional road fences of 1.8 m. in height, made of galvanised steel with a mesh size of 10-15 cm. and a distance of about 4 m. between posts.
National roads	connect important populated areas at a national scale	2	High-medium	Rarely fenced
Regional roads	connect important populated areas at a regional scale	2	Medium	Rarely fenced
Secondary roads	connect villages and other less frequented places	2	Low	Rarely fenced

Wolf populations have increased in both Europe and North America, re-colonising agricultural regions where they were formerly extirpated (Mech 1995, Boitani 2003). Wolves now occupy the north-western quadrant of the Iberian Peninsula and have a current population estimated at 2000 individuals (Blanco *et al.* 2007). In the Castilla y Leon Region, the most recent census is 149 packs (107 confirmed and 42 probable). Wolves occupy a part of 75,200 km², mainly to the north of the River Duero, although some have managed to cross the river and some packs are established to the south of this river. Populations have experienced a continuous expansion that indicates saturation of areas previously occupied and re-colonisation of former parts of their distribution that are now transformed into agricultural lands. Both spatial distribution and population size have increased slowly, but continuously. Maximum densities are found in the northwest (32 packs estimated in 8,000 km²) and the north (30 packs in 7,000 km²). The lowest density is located to the south of the River Duero, with only around 15 packs in 19,700 km² (Llaneza & Blanco 2005).



Data collection

We collected a total number of 82 reports about road-killed wolves in the period 2001-2007. The data were derived from reports submitted by traffic safety authorities. We have also collected data from the Section of Natural Spaces and Protected Species of the Junta de Castilla y León (Regional Government). These data include information about the road and the kilometre point where the collision took place and the date and time of the event. Only 77 of the 82 collision sites were well defined. In 9.09% of the data the level of accuracy had an error of 500 metres and in the other 90.90% the level of accuracy was 50 metres (if the hectometre was included in the record). This level of accuracy avoids the problem cited by Gunson *et al.* (2009). Nonetheless, higher errors could be introduced by the collision localities in fenced highways because, once they have managed to enter the fenced highway zone, wolves could move and be road-killed on the road far away from the access point. The number of road-killed wolves is likely to be higher (Slater 2002). We have not been able to estimate the unreported collision percentage, but it could be significant. The wolf is an emblematic species and it is probable that some drivers involved in a vehicle-wolf collision, frightened of being fined, may decide not to report the collision to traffic safety authorities.

Table 35 shows the 17 variables included in wolf-vehicle collision modelling. Traffic volume and velocity were extracted from the 2005 Map of Traffic Volume and Speed recorded by the Department of Development of the Junta de Castilla y León or by the Ministry of Development depending on the authority responsible. Sinuosity was calculated from digital road maps using a two kilometre segment with the road-kill location as the centre of the segment.

Land uses were obtained from the National Forestry Map made from aerial photography by the Spanish Ministry of the Environment at a scale of 1:50000. This land-use classification defines 33 land uses. We have only taken into account those which have greater ecological and quantitative importance (*Table 35*). Other geographical elements were extracted from topographic digital maps at a scale of 1:50000. Slope was derived from a digital elevation model (resolution of 25 m) produced by the Spanish National Geographic Institute from contour lines and elevation points contained in the National Topographic Map at a scale of 1:25000. Software used in geographical information system analyses was ArcGis 9.0. (ESRI Corp).



Tabla 35. Traffic, landscape and human presence variables measured for both road-kill localities and random distributed control sites. Variables were grouped in three types of models: traffic parameters' model (TM), landscape parameters' models (LM), and anthropogenic influence parameters model (AM). Landscape variables were considered on three spatial scales using buffers of 1000, 2500 and 5000 metres

	Variables	Units	Type
TM	Traffic density (Density)	Hundreds of vehicles per day	Continuous
	Traffic speed (Speed)	Kilometres per hour	Continuous
	Road length/linear distance (Sinuosity)	Dimensionless	Continuous
	1.8-metre height fences along roads (Fences)	Presence/Absence	Discrete
LM	Slope	%	Continuous
	Proportion of forest (Forest)	%	Continuous
	Proportion of reforested area (Reforest)	%	Continuous
	Proportion of shrubs (Shrubs)	%	Continuous
	Proportion of unirrigated crops (Unirrigat)	%	Continuous
	Proportion of irrigated crops (Irrigated)	%	Continuous
	Distance to river or stream (Water)	Hundreds of metres	Continuous
	Shannon landscape diversity index (SDI)	Dimensionless	Continuous
Ecotone density (ED)	Dimensionless	Continuous	
AM	Distance to populated area (Popularea)	Hundreds of metres	Continuous
	Distance to municipal border (Municbord)	Hundreds of metres	Continuous
	Distance to railway (Railway)	Hundreds of metres	Discrete
	Distance to canal (Canal)	Hundreds of metres	Discrete

Statistical analysis

Logistic regression for rare events

We modelled the characteristics of wolf road-kill sites using a logistic regression. This kind of regression describes the relationship between a dichotomous variable (Y) and a group of independent variables (x_1, x_2, \dots, x_n). Explanatory variables can be continuous or discrete and do not have to follow normal distribution. The function can be written:



$$P(Y = 1) = \hat{p} = \frac{1}{1 + e^{-(\alpha + \hat{\beta}_1 x_1 + \hat{\beta}_2 x_2 + \dots + \hat{\beta}_n x_n)}}$$

We compared the observed distribution to a random distribution. Because the sample sizes of large carnivore road-kills in studies, such as ours, are often small, the random point distribution will be low too and we could introduce a bias in spite of random assumption. A solution could be to compare road-kill distribution with a larger number of generated random points. Thus, we can treat wolf road-kills as a rare event in a finite sample. For rare events the positive event number is much lower than negative events. However, logistic regression robustness requires that positive/negative observations are not unbalanced. Unbalanced data can introduce severe bias in probability prediction (Cramer 1999, King & Zeng 2001). King & Zeng (2001) have developed a method for these cases that incorporates three corrections for logistic regression.

Firstly, we do not compare wolf road-kill distribution with a matched number of random points, but rather we selected a 0s sample five times more numerous, which is more representative and less influenced by randomness.

If sample generation responds to a case-control design, a second correction is required. This so-called prior correction is intended to avoid bias in logistic coefficients because of dependent variable selection (King & Zeng 2000, 2001). Intercept β_0 is corrected using the following equation:

$$\beta_0 = \hat{\beta}_0 - \ln \left[\left(\frac{1-\tau}{\tau} \right) \left(\frac{\bar{y}}{1-\bar{y}} \right) \right]$$

where τ is the actual fraction of 1s in the population and \bar{y} the observed fraction of 1s in the sample data.

However, we can underestimate the probability when we substitute the corrected coefficient in the equation (1) because of uncertainty in the estimation of $\hat{\beta}$. For this reason a third correction is required, incorporating the sum of a factor C_i to \tilde{p}_i . Corrected probabilities are:

$$P(Y_i = 1) = \tilde{p}_i + C_i$$



Factor C_i for each element can be obtained using the equation:

$$C_i = (0.5 - \tilde{p}_i)\tilde{p}_i(1 - \tilde{p})XV(\beta)X'$$

where $V(\beta)$ is the variance-covariance matrix, X is a $1 \times (n+1)$ vector of values for each independent variable and X' is the transposed matrix of X .

Initially, in order to identify which of the selected putative predictor variables differed between road-kill and random point distributions we developed a univariate means comparison using an unpaired sample t-test. Univariate logistic regressions were used for categorical variables. Variables with significant differences between both distributions ($\alpha > 0.1$) were included in later models. We generated stepwise logistic models with rare event corrections using the *zelig* analysis package available in the statistical software R (Imai *et al.* 2007, 2008). Before this analysis we calculated bivariate correlations to detect undesired multi-co-linearity effects. We removed one of the variables when the correlation was higher than 0.7, selecting the variable with a lower t statistic in the univariate test for elimination.

We generated several models with the different variable types that could explain the spatial distribution of wolf-vehicle collisions (*Table 36*): traffic and road characteristics (traffic model - TM), surrounding landscape (landscape model - LM), or degree of disturbance by human elements (anthropogenic model - AM). Each model was first tested separately and later all possible combinations between them were tried. We analysed the landscape model using three spatial scales (radii of 1000 m, 2500 m, 5000 m around a point) to identify the optimum spatial scale for analysis. Significance level to enter models was 0.05.



Tabla 36. Models tested to identify the predictors of road-kill sites. We generated five simple models. Each model contains traffic variables, surrounding landscape elements or variables indicating the degree of human presence. We evaluated landscape models on three spatial scales with buffers of 1000, 2500 and 5000 metres around the collision site. In addition, we evaluated some models that include multiple thematic variables

Model	Abbreviation
Traffic parameters' model	TM
Landscape parameters' model (radius 1000 metres)	LM1000
Landscape parameters' model (radius 2500 metres)	LM2500
Landscape parameters' model (radius 5000 metres)	LM5000
Anthropogenic influence parameters' model	AM
Combined models	
TM + LM1000	TM + LM1000 + AM
TM + LM2500	TM + LM2500 + AM
TM + LM5000	TM + LM5000 + AM
TM + AM	

The most parsimonious model was obtained using the Akaike information criterion (AIC) (Akaike 1973), which is a good method to select which variables should be included or excluded in models. This criterion considers both fit and complexity and allows simultaneous comparison among several models (Burnham & Anderson 2002). The predictive value of the models was evaluated using a Receiver Operating Characteristic (ROC) – curve. Area under the ROC curve (AUC) varies from 0.5 to 1, where higher values indicate better predictive utility of the model (Fielding & Bell 1997, Pearce & Ferrier 2000). Predictive models require a validation of results; with this objective the sample was divided into two groups: 80% of the data was used in model creation, and the other 20% was used in model validation. We have validated our models applying them to a sample of 95 data points not used previously in the calibration stage.

Other statistical analysis

As the fence was only located on motorways, we found necessary to draw out the confounding effects of traffic volume and fence presence. With this purpose, the number of wolf road-kill per kilometre grouped by road type was analyzed with a repeated-



measures analysis of covariance (ANCOVA). A repeated-measures time factor (year) and a between-subjects road fence presence factor were included in the analysis. Since the number of wolf road-kills per kilometre may be affected by traffic volume, this variable was included as a covariate. The Greenhouse–Geisser degrees of freedom adjustment procedure was applied to the repeated-measures time factor to correct for violations of sphericity that often occur with repeated-measures analyses. Moreover, to investigate temporal variations in wolf road-kills, annual and daily wolf-vehicle collision patterns were analysed using the Kruskal-Wallis test.

V.4.3. Results

Univariate tests

We found significant differences between road-kill localities and the random sites, especially in traffic parameters, but also with variables related to the degree of human presence. Landscape parameter differences were less clear (*Table 37*). Observed collision sites vary from random points because they tended to be located on fenced roads, with low sinuosity, higher traffic intensity, and higher speeds, further away from anthropogenic elements and closer to administrative borders. With the landscape variables we found significant differences only for those obtained with radii of 1000 and 5000 metres. There were no differences between road-kill points and random sites for a radius of 2500 metres. At both scale extents, 1000 and 5000, wolf road-kill localities were more common in homogeneous landscapes with low ecotone density and both non-irrigated and irrigated crop predominance.



Tabla 37. Results of univariate comparisons of variables shown in Table 35 comparing 62 road-kill localities with 320 random sites in the road network

	t-value	d.f.	p		t-value	d.f.	p
Density	5.062	75	< 0.001	Forest5000	-1.746	99	0.084
Speed	9.672	380	< 0.001	Reforest5000	0.350	380	0.726
Sinuosity	-5.130	210	< 0.001	Shrub5000	-0.743	380	0.458
Slope	-0.768	380	0.443	Unirrigated5000	2.021	380	0.044
Forest1000	-0.382	380	0.703	Irrigated5000	1.984	74	0.051
Reforest1000	-0.397	380	0.692	SDI5000	-0.542	380	0.588
Shrub1000	-0.644	380	0.520	ED5000	-1.770	380	0.078
Unirrigat1000	2.055	380	0.041	Municbord	-2.976	99	0.004
Irrigated1000	1.650	74	0.093	Water	1.508	380	0.132
SDI1000	-1.514	380	0.131	Popularea	2.222	119	0.028
ED1000	-1.714	380	0.087				
Forest2500	-0.376	380	0.707				
Reforest2500	0.003	380	0.998		γ2	d.f.	p
Shrub2500	-0.600	380	0.549	Fences	32.013	1	< 0.001
Unirrigat2500	1.458	93	0.148	Railway	0.697	1	0.404
Irrigated2500	1.634	72	0.107	Canal	0.422	1	0.516
SDI2500	-0.142	380	0.887				
ED2500	0.119	380	0.906				

Logistic regression with rare event correction

Table 38 presents the results for logistic regression models with the rare event correction included. We only developed four of the five simple models considered at the beginning, because no significant differences were found for variables included in the landscape parameters' model with a radius of 2500 metres (LM2500). The Wald Chi test only found significant variables for the traffic parameters' model (TM) and the anthropogenic influence parameters' model (AM). For the landscape parameters' model with a radius of 1000 metres (LM1000) and the landscape parameters' model with a radius of 5000 metres (LM5000) no variable had a significance level below 0.05. TM includes speed, sinuosity and fence presence. AM only includes distance to municipal limits.



Tabla 38. Results of logistic regression models including rare event corrections generated to identify the spatial distribution in wolf-vehicle collisions. The models have been calibrated using observed and random points

		Coeffic. (B)	Std. Error	Wald	p (> z)	Odds ratio
TM	Intercept α	-9.98	1.09	-9.19	< 0.001	
	Speed	0.04	0.01	3.56	< 0.001	1.043
	Sinuosity	-0.02	0.03	-0.79	0.427	0.980
	Fences	1.01	0.50	2.02	0.044	2.743
LM1000	Intercept α	-5.276	0.597	-8.83	< 0.001	
	Unirrigated1000	0.004	0.005	0.94	0.350	1.004
	Irrigated1000	0.009	0.006	1.47	0.140	1.009
	ED1000	-0.004	0.006	-0.77	0.440	0.996
LM5000	Intercept α	-5.246	0.855	-6.13	< 0.001	
	Forest5000	-0.003	0.011	-0.23	0.822	0.997
	Unirrigated5000	0.003	0.008	0.39	0.699	1.003
	Irrigated5000	0.017	0.009	1.82	0.068	1.017
	ED5000	-0.005	0.011	-0.5	0.614	0.995
AM	Intercept α	-1.963	0.282	-6.97	< 0.001	
	Municordi	-0.042	0.018	-2.31	0.021	0.958
	Popularea	0.018	0.012	1.44	0.151	1.018
TM + AM	Intercept α	-5.764	1.177	-4.9	< 0.001	
	Speed	0.039	0.012	3.26	0.001	1.040
	Sinuosity	-0.022	0.026	-0.86	0.392	0.978
	Fences	1.160	0.511	2.27	0.023	3.191
	Municbord	-0.034	0.020	-1.7	0.089	0.967
	Popularea	0.031	0.014	2.18	0.029	1.032

Table 39 shows the comparison among models by means of AIC. Between all simple models TM had the lowest AIC value (289.2). For the other three simple models the results are slightly higher. A small decrease in AIC values among regression models without significant variables indicates a limited predictive capacity for all models. TM + AM has an AIC value of



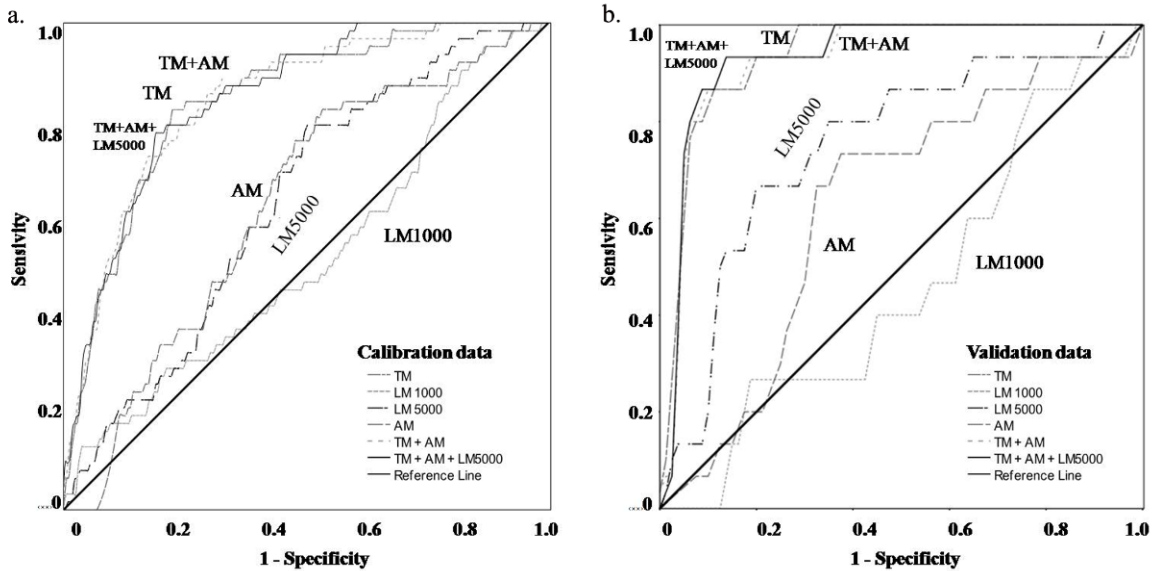
284.3, which means that TM improved by the addition of AM variables. However, the small decrease indicates that AM contribution to model predictive power is not very substantial. The area under the ROC curve (AUC) for calibration data differs among models (*Table 39*), being moderate for those that include traffic parameters and low for the others (lower than 0.634). TM + AM + LM5000 works slightly better (0.847) than TM + AM (0.843) and TM (0.841). These small differences can also be observed in the ROC curve shown in *Figure 70*. Nevertheless, TM + AM + LM5000 shows a higher AIC value than the TM + AM. Therefore, we considered that the TM + AM was the model that worked best. In addition to traffic parameters, the degree of human disturbance also is important for the identification of potential wolf-vehicle collision points in our study region. This model includes speed, road fence presence, and distance to anthropogenic elements as predictive variables, all of them positively correlated with collision occurrence. Odds ratio results ($e\beta$) show a 40% increase in road-kill probability for each 10 kilometre increase in speed. It increases by 3.2% for each 100 metres distance from an anthropogenic element. It is especially remarkable that the presence of road fences increases road-kill probabilities by 3.19 times (*Table 38*). AUC for the validation dataset (*Figure 70 and Table 39*) is higher than the one obtained for calibration data. This is an unexpected result and perhaps consequence of the small sample size.

Tabla 39. Comparison among models using the Akaike information criterion and area under the ROC curve (AUC) for both calibration and validation data

	AIC	AUCcalibration	AUCvalidation
TM	289.2	0.841	0.935
LM1000	341.4	0.518	0.463
LM5000	340.0	0.631	0.752
AM	335.3	0.634	0.626
TM+AM	284.3	0.843	0.928
TM+AM+LM5000	288.7	0.847	0.933



Figura 70. Receiver Operating Characteristic (ROC) curves obtained for each model with both a- calibration. b- validation data



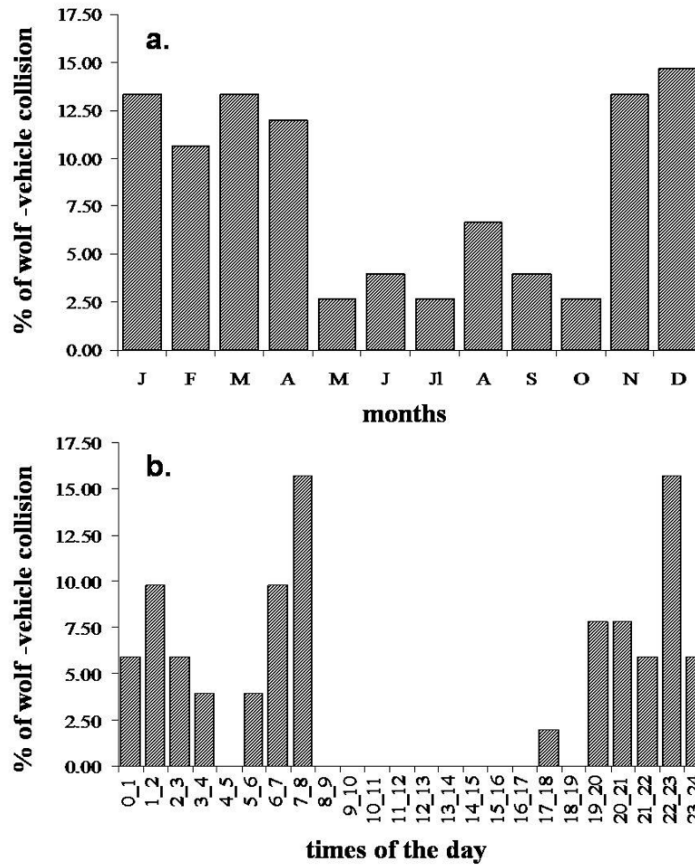
Type of road, the effect of fencing, and road-kill concentration in time

The importance of road fences and traffic parameters can be verified by the index of the number of wolf mortalities per kilometre of road per year. This index is much higher for motorways (2.96 ± 1.57 annual collisions/1000 km, 30.0% of the total) and is significantly different from other roads ($\chi^2=23.020$, d.f.=3, $p<0.001$). National roads have a lower index but still high (0.80 ± 0.28 road-kills per year/1000 km, 33.8%). For the regional road network (0.21 ± 0.17 road-kills per year/1000 km, 18.8%) and secondary roads (0.11 ± 0.05 road-kills per year/1000 km, 17.5%) wolf-vehicle collisions are infrequent relative to total network length. The repeated-measures ANCOVA of the number of wolf road-kills per kilometre (controlled for traffic volume) demonstrated a significant main effect for fence presence ($F_{1,1} = 292.521$, $p=0.037$). No effect for time was found in the repeated-measures analysis.

We found no significant annual pattern ($\chi^2=17.794$, d.f.=11, $p=0.086$), but road kill frequencies were higher from November to April, which coincided with the breeding season and hunting period (Figure 71). Nevertheless, the daily pattern is significant ($\chi^2=66.299$, d.f.=23, $p<0.001$). Peaks occur during maximum activity periods that coincide with high traffic intensity. The result is a bimodal curve with two peaks, one at dusk and the first hours of the night and the other at sunrise (Figure 71).



Figura 71. Temporal distribution of wolf-vehicle collisions: a- months. b- times of the day



V.4.4. Discussion

The best predictive model for wolf road-kills includes not only traffic parameters, but also the degree of human presence. Landscape variables hardly improve models. The results are different from those reported in models for large ungulate collisions where landscape variables play important roles (Puglisi *et al.* 1974, Bashore *et al.* 1985, Finder *et al.* 1999). Forest proximity and traffic parameters are the main explanatory variables in elk collisions (Seiler 2005). These variables were similar to those found in Soria Province, included in our study region, where hotspots of ungulate-vehicle collisions are located in forested areas with quite low agricultural cover, certain landscape diversity and low human presence (Malo *et al.* 2004). Moreover, wolves are large carnivores that can adapt to different kinds of habitat, with extensive home ranges and long daily movements in which they move through a mosaic of patch types. Thus, predictive modeling with coarse, general landscape



variables used in this study did not add to the model. Neither land uses nor landscape structure indices, regardless of the analysis of scale, have been useful in logistic models. Nonetheless, it could be possible to find differences with a larger sample size.

Collisions with wolves tend to occur along roads where high speeds and traffic intensity exist, as has been reported for accidents involving ungulates (Seiler 2005). It is noteworthy that fences along roads play an important role in wolf road-kills. Many of them occur on fenced roads, mainly motorways. Este hecho podría implicar un comportamiento positivo selectivo de cruce por parte del lobo. The number of collisions per kilometre and year on unfenced major roads is proportionally lower, although they have dense traffic at high speeds. Repeated-measured ANCOVA results showed that it not a confounding effect of traffic volume. The effectiveness of Spanish motorway fences is insufficient for the well-being of the wolf populations. Moreover, the absence of animal-escape mechanisms in the older motorways for wolves to escape the right-of-way away from the road aggravates the situation. Another possible interpretation of the results is that the lower roadkill rates in unfenced roads with heavy traffic volumes could be related to wolf behaviour. Wolves may select positively the right moment to cross the road and avoid the collision. Future research should focus on wolf behaviour when a vehicle is coming down the road. The results about the fence effectiveness are different from other studies which showed that road fences contribute to a decrease in road mortality but also increase barrier effect (Jaeger & Fahrig 2004). Ward (1982), Lavsund and Sandegren (1991), and Clevenger *et al.* (2001) found that fencing and wildlife crossing structures can reduce ungulate collisions by 80%. Moose collisions are more frequent on unfenced medium-traffic roads (Seiler 2005). Fences act as selective filters, but do not have the same effectiveness for all species. Some carnivore species can occasionally overcome road fences due to their strength or jumping and climbing abilities. When wildlife gains access to a motorway, fences have the opposite effect to that desired, increasing the time the animal stays on the road and the probabilities of being killed. Construction failures and lack of maintenance favour wildlife access to the road. Clevenger *et al.* (2001) reported that only two of the six deaths of wolves took place after fencing, but the sample size was so small that no conclusions could be drawn. Black bears *Ursus americanus*, grizzly bears *Ursus arctos*, and cougars *Puma concolor* were capable of climbing fences. Coyotes *Canis latrans* reached the road through holes between the fences and ground. The Iberian lynx can easily penetrate fences with a large mesh size, not fixed to the ground and without overhangs (Guzmán *et al.* 2004). It is necessary to investigate the efficacy of different types of fences for carnivores. Furthermore, it is necessary to focus on escape mechanisms that allow carnivores inside fenced roads to reach the exterior again. Several designs have been proposed, e.g. lateral doors of escape or ramps built with different materials and designs (luell *et al.* 2003).



Researchers have also included in road-kill modelling some indicators of the degree of anthropogenic disturbance. Like other species (Bashore *et al.* 1985, Clevenger *et al.* 2003), wolves positively select undisturbed areas. In this way municipal limit closeness and human settlement remoteness are good indicators. Administrative borders are historically tranquil areas with low human presence. Clevenger and Waltho (2000) found that carnivores selected road-crossings far from anthropogenic elements and with low human disturbance. Rodríguez *et al.* (1997) verified the same behaviour for red foxes *Vulpes vulpes* and wild cats *Felis silvestris*. Wolves accustomed to human presence may frequent the vicinity of small villages. Blanco *et al.* (2005) indicated that radio-marked wolves used road-crossing structures placed closer than 200 metres to inhabited houses. It is probable that wolves accustomed to human presence would be less reluctant to cross motorways than populations established in remote areas (Blanco *et al.* 2005).

Although they did not contribute to improve model fit, landscape variables in road-kill localities differed slightly from random sites. Wolf-vehicle collisions tended to be located in agricultural areas. On the agricultural plateau, wolf density (2.4-3.0 wolves/100km²) is not as high as in other undisturbed forest areas of the mountainous periphery (maximum density in the northwest Zamora Province with 6.0-7.2 wolves /100km²; Blanco and Cortés 2002). Carrion abundance can be the main factor to explain the permanent presence of wolves in an atypical area, such as the plains with their cereal crops. Because of carrion, wolves do not have to attack livestock as often which is why do not come into conflict with humans and persecution is less intense (Barrientos 2000). The higher number of wolf-vehicle collisions on the plateau could be explained not only by higher densities of roads with intense traffic, but also by the proportion of roaming individuals. Wolf movement characteristics may be even more important than population density. It is probable that a low quality habitat and a large quantity of food provided by dumps favour a high percentage of non-territorial individuals (Blanco and Cortés 2002). This has been shown in coyotes (Todd and Keith 1976). Roaming individuals undergo higher rates of mortality because they wander around areas influenced by humans (Blanco and Cortés 2002). Wolves, radio-marked by Blanco and Cortés (1999), on the steppes cultivated with cereal crops spent 40.8% of the time as peripheral and roaming individuals. Dispersed wolves suffer a higher proportion of deaths (Fuller 1989, Waser 1996, Pletscher *et al.* 1997). Blanco and Cortés (2002) measured the annual rate of dispersion on the plateau at 48.6%. Several road-kills have taken place in areas where the species is not well established, which may coincide with the young dispersing or roaming individuals. Although we could not obtain data about the ages and sexes of road-killed wolves, according to Lovari *et al.* (2007) it is more probable that the young suffer the highest road-kill frequencies.

In conclusion, it is difficult to obtain good models for large carnivore species such as wolves because of their small population sizes, large home ranges and long daily movements. They



use different habitats, so landscape variables are not very useful for the prediction of collision locations. These results suggest that it is difficult to focus permanent mitigation structure locations, e.g. underpasses or overpasses within the road network. Perhaps with a bigger sample size it would be possible to find patterns but wolf-vehicle collisions can be considered as rare events, so larger samples are difficult to encounter for suitable spatio-temporal scales. Only variables relative to traffic and road parameters and the degree of anthropogenic disturbance can partially explain spatial distribution. Therefore, the importance of road fences should be taken into account. Future research should focus on the specific specs of fences and animal-escape mechanisms to be effective. Road-kill minimisation also requires the correct installation and maintenance of the closure. Wolf road-kills in the region of study are proportionally more common in agricultural zones, where wolf densities are lower. This fact might be explained by the higher density of roads with intense traffic and the longer daily movements of the animals. Furthermore, the ecological characteristics of this area imply a high percentage of roaming individuals, which are more frequently killed on the roads. If roaming individuals were the principal victims of road-kills, the consequences for population viability might be lower.

Acknowledgements

Traffic reports used in this study were contributed by the Traffic Safety Observatory of the Dirección General de Tráfico, the Traffic Subsectors of the Guardia Civil and the Servicios Territoriales of the Department of Environment which belongs to the Junta de Castilla y León. Phd thesis where this study is included has been supported by the Junta de Castilla y León by means of a predoctoral scholarship. T. Langen (University of Clarkson, New York) and J. Talegón are acknowledged for their useful comments. Two anonymous reviewers contributed to improve this paper with their helpful and constructive remarks. We would also like to thank Mr. G.H. Jenkins for his help with the English version of the ms.

V.4.5. Bibliography

Akaike, H. (1973). Information Theory as an extension of the maximum likelihood principle. In: Petrov, B. N., Csaki, F. (eds.). Second International Symposium on Information Theory. Akademiai Kiado, Budapest: pp. 267-281.

Barrientos, L. M. (2000). Tamaño y composición de diferentes grupos de lobos en Castilla y León. *Galemys* 12: 249-256.

Bashore, T. L., Tzilkowski, W. M., Bellis, E. D. (1985). Analysis of deer-vehicle collision sites in Pennsylvania. *Journal of Wildlife Management* 49: 769-774.



- Bissonette, J. A., Adair, W. A. (2008). Restoring habitat permeability to roaded landscapes with isometrically-scaled wildlife crossings. *Biological Conservation* 141: 482-488.
- Bissonette, J. A., Rosa, S. (2009). Road zone effects in small mammal communities. *Ecology and Society* 14(1): 27. Available in: <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art27/>
- Blanco, J. C., Cortés, Y. (1999). Estudio aplicado para la gestión del lobo en hábitats fragmentados por autovías. Junta de Castilla y León, Valladolid. Informe inédito.
- Blanco, J. C., Cortés, Y. (2002). Ecología, censos, percepción y evolución del lobo en España: análisis de un conflicto. Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos, Málaga, Spain.
- Blanco, J. C., Cortés, Y., Virgós, E. (2005). Wolf response to two kinds of barriers in an agricultural habitat in Spain. *Canadian Journal of Zoology* 83: 312-323.
- Blanco, J. C., Sáenz de Buruaga, M., Llana, L. (2007). Lobo *Canis lupus* Linnaeus, 1758. In: Palomo, J. L., Gisbert, J., Blanco, J. C. (eds.). Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España. Dirección General para la Biodiversidad – SECEM-SECEMU, Madrid: pp. 272-276.
- Boitani, L. (2003). Wolf conservation and recovery. In: Mech LD, Boitani L (eds.). Wolves: behaviour, ecology and conservation. University of Chicago Press, Chicago and London: pp. 317–340.
- Burnham, K. P., Anderson, D. R. (2002). Model Selection and Multimodal Inference: A Practical Information-Theoretic Approach. Springer Verlag, New York.
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B., Gunson, K. E. (2001). Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin* 29: 646-653.
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B., Gunson, K. E. (2003). Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation* 109: 15-26.
- Clevenger, A. P., Waltho, N. (2000). Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology* 14: 47-56.
- Conover, M. R., Pitt, W. C., Kessler, K. K., DuBow, T. J., Sanborn, W. A. (1995). Review of human injuries, illness, and economic losses caused by wildlife in the United States. *Wildlife Society Bulletin* 23: 407-414.
- Cramer, J. S. (1999). Predictive power of the binary logit model in unbalanced samples. *Statistician* 48: 85-94.
- Crooks, K. R. (2002). Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16: 488-502.
- Ferreras, P., Aldama, J. J., Beltran, J. F., Delibes, M. (1992). Rates and causes of mortality in a fragmented population of Iberian lynx *Felis pardini* Temminck, 1824. *Biological Conservation* 61: 197-202.
- Fielding, A. H., Bell, J. F. (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/ absence models. *Environmental Conservation* 24: 38-49.
- Finder, R. A., Roseberry, J. L., Woolf, A. (1999). Site and landscape conditions at white-tailed deer /vehicle collision locations in Illinois. *Landscape & Urban Planning* 44: 77-85.
- Foster, M. L., Humphrey, S. R. (1995). The use of highway underpasses by Florida panthers and other wildlife. *Wildlife Society Bulletin* 23: 95-100.
- Fuller, T. K. (1989). Population dynamics of wolves in north-central Minnesota. *Wildlife Monographs* 105: 1-41.



Gloyne, C. C., Clevenger, A. P. (2001). Cougar *Puma concolor* use of wildlife crossing structures on the Trans-Canada Highway in Banff National Park, Alberta. *Wildlife Biology* 7: 117-124.

Grilo, C., Bissonette, J. A., Santos-Reis, M. (2008). Response of carnivores to existing highway culverts and underpasses: implications for road planning and mitigation. *Biological Conservation* 17: 1685-1699.

Grilo, C., Bissonette, J. A., Santos-Reis, M. (2009). Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: Consequences for mitigation. *Biological Conservation* 142: 301-313.

Groot-Bruinderink, G. W. T. A., Hazebroek, E. (1996). Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology* 10: 1059-1067.

Gunson, K. E., Clevenger, A. P., Ford, A. T., Bissonette, J. A., Hardy, A. (2009). A comparison of data sets varying in spatial accuracy used to predict the occurrence of wildlife-vehicle collisions. *Environmental Management* 44: 268-277.

Guzmán, J. N., García, F. J., Garrote, G., Pérez de Ayala, R., Iglesias, C. (2004). El lince ibérico (*Lynx pardinus*) en España y Portugal. Censo-diagnóstico de sus poblaciones. Dirección General para la Biodiversidad, Madrid.

Harris, L. D., Gallagher, P. B. (1989). New initiatives for wildlife conservation: the need for movement corridors. In: Mackintosh G (ed.). *Defense of Wildlife: Preserving Corridors and Communities*. Defenders of Wildlife, Washington: pp 11-34.

Hubbard, M. W., Danielson, B. J., Schmitz, R. A. (2000). Factors influencing the location of deer-vehicle accidents in Iowa. *Journal of Wildlife Management* 64: 707-713.

Huber, D., Kusak, J., Frkovic, A., Guzvica, G., Gomercic, T. (2002). Causes of wolf mortality in Croatia in the period 1986–2001. *Veterinarski Arhiv* 72: 131-139.

Imai, K., King, G., Lau, O. (2007). Zelig: Everyone's Statistical Software. Available in <http://GKing.harvard.edu/zelig>

Imai, K., King, G., Lau, O. (2008). Toward a Common Framework for Statistical Analysis and Development. *Journal of Computational & Graphical Statistics* 17: 892-913. Available in: <http://gking.harvard.edu/files/abs/z-abs.shtml>

Inbar, M., Mayer, R. T. (1999). Spatio-temporal trends in armadillo diurnal activity and road-kills in central Florida. *Wildlife Society Bulletin* 27: 865-872.

luell, B., Bekker, H., Cuperus, R., Dufek, J., Fry, G. L., Hicks, C., Hlavac, V., Keller, J., Le Marie Wandall, B., Rosell Pagès, C., Sangwine, T., Torslov, N. (eds.) (2003). *Wildlife and traffic: a European handbook for identifying conflicts and designing solutions*. Prepared by COST 341: Habitat fragmentation due to transportation infrastructure. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering Division, Delft, the Netherlands.

Jaeger, J. A. G., Fahrig, L. (2004). Effects of road fencing on population persistence. *Conservation Biology* 18: 1651-1657.

Joyce, T. L., Mahoney, S. P. (2001). Spatial and temporal distributions of moose-vehicle collisions in Newfoundland. *Wildlife Society Bulletin* 29: 281-291.

Kaczensky, P., Knauer, F., Krze, B., Jonozovic, M., Adamic, M., Gossow, H. (2003). The impact of high speed, high volume traffic axes on brown bears in Slovenia. *Biological Conservation* 111: 191-204.

King, G., Zeng, L. (2000). Explaining rare events in international relations. *International Organization* 55: 693-715.

King, G., Zeng, L. (2001). Logistic regression in rare events data. *Political Analysis* 9: 137-163.



- Kohn, B., Frair, J., Unger, D., Gehring, T., Shelley, D., Anderson, E., Keenlance, P. (1999). Impacts of a highway expansion project on wolves in northwestern Wisconsin. In: Evink, G., Zeigler, D., Garrett, P. (eds.). Proceedings of the Third International Conference on Wildlife Ecology and Transportation. Florida Department of Transportation, Tallahassee: pp. 53-65.
- Kolowski, J. M., Nielsen, C. K. (2008). Using Penrose distance to identify potential risk of wildlife-vehicle collisions. *Biological Conservation* 141: 1119-1128.
- Lavsund, S., Sandegren, F. (1991). Moose-vehicle relations in Sweden: a review. *Alces* 27: 118-126.
- Llaneza, L., Blanco, J. C. (2005). Situación del lobo (*Canis lupus L.*) en Castilla y León en 2001. Evolución de sus poblaciones. *Galemys* 17: 2015-2028.
- Lovari, S., Sforzi, A., Scala, C., Fico, R. (2007). Mortality parameters of the wolf in Italy: does the wolf keep himself from the door? *Journal of Zoology* 272: 117-124.
- Mace, R. D., Waller, J. S., Manley, T. L., Lyon, J. L., Zuuring, H. (1996). Relationships among grizzly bears, roads, and habitat in the Swan Mountains, Montana. *Journal of Applied Ecology* 33: 1395-1404.
- Maehr, D. S., Land, E. D., Roelke, M. E. (1991). Mortality patterns of panthers in Southwest Florida. *Proceedings Annual Conference of the Southeast Association of Fish Wildlife Agencies* 45: 201-217.
- Malo, J. E., Suarez, F., Diez, A. (2004). Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology* 41: 701-710.
- McLellan, B. N., Shackleton, D. M. (1988). Grizzly bears and resource extraction industries: effects of roads on behaviour, habitat use and demography. *Journal of Applied Ecology* 25: 451-460.
- Mech, L. D. (1989). Wolf population survival in an area of high road density. *American Midland Naturalist* 121: 387-389.
- Mech, L. D. (1995). The challenge and opportunity of recovering wolf populations. *Conservation Biology* 9: 270-278.
- Ministerio de Medio Ambiente (2004). Incidencias y mortalidad de Lince Ibérico encontradas en el Área de Doñana. Available in: http://www.catsg.org/iberianlynx/04_library/4_6_materialandmethods/Grupo_Asesor_de_Aspectos_Sanitarios_2004_Tabla_Mortalidad_Linces_1982-2004.pdf.
- Mladenoff, D. J., Sickley, T. A., Haight, R. G., Wydeven, A. P. (1995). A regional landscape analysis and prediction of favorable gray wolf habitat in the Northern Great Lakes Region. *Conservation Biology* 9: 279-294.
- Mysterud, A. (2004). Temporal variation in the number of car-killed red deer *Cervus elaphus* in Norway. *Wildlife Biology* 10: 203-211.
- Nielsen, C. K., Anderson, R. G., Grund, M. D. (2003). Landscape influences on deer-vehicle accident areas in an urban environment. *Journal of Wildlife Management* 67: 46-51.
- Noss, R. F., Quigley, H. B., Hornocker, M. G., Merrill, T., Paquet, P. C. (1996). Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10: 949-963.
- Olsen, M. L. (2003). Causes of mortality of free-ranging Scandinavian grey wolves, 1977-2003. Project paper, Norwegian School of Veterinary Science, Tromsø.
- Paquet, P., Callaghan, C. (1996). Effect of linear developments on winter movements of gray wolves in the Bow River Valley of Banff National Park, Alberta. In: Transportation and Wildlife: Reducing Wildlife Mortality and Improving Wildlife Passageways Across Transportation Corridors. Proceedings of Florida Department of Transportation/FHWA Transportation related.



- Pearce, J., Ferrier, S. (2000). Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling* 133: 225-245.
- Pletscher, D. H., Ream, R. R., Boyd, D. K., Fairchild, M. W., Kunkel, K. E. (1997). Populations dynamics of a recolonizing wolf population. *Journal of Wildlife Management* 61: 459-465.
- Puglisi, M. J., Lindzey, J. S., Bellis, E. D. (1974). Factors associated with highway mortality of white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management* 38: 799-807.
- Ramp, D., Caldwell, J., Edwards, K. A., Warton, D., Croft, D. B. (2005). Modelling of wildlife fatality hotspots along the Snowy Mountain Highway in New South Wales, Australia. *Biological Conservation* 126: 474-490.
- Ripley, B. D. (1976). The Second-Order Analysis of Stationary Point Processes. *Journal of Applied Probability* 13: 255-266.
- Ripley, B. D. (1981). Spatial statistics. Wiley Series in probability and mathematical statistics. John Wiley and Sons, New York.
- Rodriguez, A., Crema, G., Delibes, M. (1996). Use of nonwildlife passages across a high speed railway by terrestrial vertebrates. *Journal of Applied Ecology* 33: 1527-1540.
- Rodríguez, A., Crema, G., Delibes, M. (1997). Factors affecting crossing of red foxes and wild cats through non-wildlife passages across a high-speed railway. *Ecography* 20: 287-294.
- Seiler, A. (2004). Trends and spatial pattern in ungulate–vehicle collisions in Sweden. *Wildlife Biology* 10: 301-313.
- Seiler, A. (2005). Predicting locations of moose–vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology* 42: 371-382.
- Slater, F. M. (2002). An assessment of wildlife road casualties – The potential discrepancy between numbers counted and numbers killed. *Web Ecology* 3: 33-42.
- Thiel, R. P. (1985). Relationship between road densities and wolf habitat suitability in Wisconsin. *American Midland Naturalist* 113: 404-407.
- Thurber, J. M., Peterson, R. O., Drummer, T. D., Thomasma, S. A. (1994). Gray wolf response to refuge boundaries and roads in Alaska. *Wildlife Society Bulletin* 22: 61-68.
- Tigas, L. A., Van Vuren, D. H., Sauvajot, R. M. (2002). Behavioral responses of bobcats and coyotes to habitat fragmentation and corridors in an urban environment. *Biological Conservation* 108: 299-306.
- Todd A. W., Keith, L. B. (1976) Responses of coyotes to winter reductions in agricultural carrion. *Alta Rec Parks and Wildl. Wildl Tech BuU* No 5
- Ward, A. L. (1982). Mule deer behavior in relation to fencing and underpasses on Interstate 80 in Wyoming. *Transportation Research Record* 859: 8-13.
- Waser, P. M. (1996). Patterns and consequences of dispersal in gregarious carnivores. In: Gittleman JL (ed.) *Carnivore behavior, ecology, and evolution*. Cornell University Press, Ithaca, New York: pp. 267-295.





Resultados 5

Divide las dificultades que examinas en tantas partes como sea posible para su mejor solución.

René Descartes

Identificación de patrones en las colisiones de vehículos con jabalíes mediante mapas auto-organizativos con objeto de mejorar el proceso de selección de las medidas de mitigación

Identification of wild boar-vehicle collision patterns with self-organization maps to improve mitigation measure selection



I dentification of wild boar-vehicle collision patterns with self- organization maps to improve mitigation measure selection

Colino-Rabanal, V.J., Peris, S.J., Lizana, M.

Área de Zoología. Departamento de Biología Animal, Parasitología, Ecología, Edafología y Química Agrícola. Universidad de Salamanca. Campus Miguel de Unamuno. 37007 Salamanca, Spain.

Resumen

[La selección de la medida mitigadora más adecuada para reducir el número de colisiones de fauna con vehículos resulta compleja sin un adecuado conocimiento sobre las circunstancias concretas de cada tramo de carretera. La identificación de patrones basados en las variables que contribuyen a explicar la distribución espacial de los atropellos podría ser útil para mejorar el proceso de decisión. En este trabajo usamos técnicas de minería de datos para identificar patrones en una base de datos de colisiones con jabalí en Castilla y León, España. Las colisiones fueron agrupadas usando un mapa auto-organizativo de Kohonen que es un tipo de red neuronal basada en el aprendizaje competitivo. Obtuvimos una matriz 4x4 de la que se derivan 16 grupos de colisiones con propiedades similares en relación a las variables del tráfico, la carretera y el medio circundante. El número de grupos podría variar para mejorar el grado de ajuste entre patrones y tipo de medida mitigadora a aplicar. Usamos regresiones logísticas para modelar cada patrón. Conociendo cuáles son las variables explicativas de cada patrón, se pueden seleccionar las medidas mitigadoras que mejor pudieran adaptarse a las condiciones particulares de cada tramo de vía. Los pasos de fauna, estructuras muy caras, deberían restringirse a tramos de carreteras de alta capacidad y en puntos negros donde la fauna tiene una probabilidad baja de cruzar la calzada con éxito. Para las carreteras con volúmenes de tráfico medios y bajos la mejor solución puede variar en relación a las características del paisaje circundante.

Palabras clave: *redes neuronales, patrones, atropellos, mapas auto-organizativos, Sus scrofa, jabalí.*



Abstract

Selecting the more efficient mitigation measures to reduce animal-vehicle collisions is difficult without knowledge of concrete circumstances in each stretch of road. The identification of patterns based on the variables that explain the spatial distribution of road-kills would be useful to improve decision-making. We used data mining techniques to identify patterns within a dataset of wild boar-vehicle collisions in Castilla y León, Spain. Collisions were grouped using a Kohonen's self-organizing map which is a neural network of competitive learning. A 4x4 matrix was derived to obtain 16 groups of collisions with similar properties in relation to the traffic, the road and the surrounding environment. This number could vary to improve the adjustment between patterns and mitigation measures. We used logistic regressions to model each pattern. Knowing what the more important variables in each collision are, we can choose the best type of mitigation measures in accordance with the road segment properties. Expensive wildlife passes and fences should be restricted to segments of highways with high traffic volumes and hotspots where the probability of successful crossing is very low. To medium and low volumes of traffic the best solutions vary in relation to the characteristics of the surrounding landscape.

Keywords: neural network, patterns, road-kills, self-organizing maps, Sus scrofa, wild boar.

V.5.1. Introduction

From all the road wildlife impacts (good reviews about this theme can be found in Forman & Alexander 1998, Trombulak & Frissell 2000, Spellerberg 1998, 2002, Forman *et al.* 2003) road-kills might have the greatest visual effect on society. As the road network is one of the most conspicuous elements in landscapes any faunistic group is susceptible to suffer deaths by road-kills. Due to vehicle fleet increase the construction and improvement of roads and highways and more and longer trips, an increase in animal-vehicle collisions has been confirmed in different parts of the world (Romin & Bissonette 1996, Groot-Bruinderink & Hazebroek 1996) and it is probable that the number of animals killed on roads has exceeded those killed by hunting and has become the main human factor of vertebrate mortality (Forman & Alexander 1998). Large animal-vehicle collisions have been the subject of a great deal of effort in terms of research (Bellis & Graves 1971, Reilly & Green 1974, Allen & McCullough 1976). This interest stems from two main reasons. On the one hand there is the fact that large carnivores are one the groups for which road-kills could be a threat to population viability due to their ecological requirements (Harris & Gallagher 1989, Ferreras *et al.* 1992, Noss *et al.* 1996, Crooks 2002), on the other we have ungulate-vehicle collisions whose interest is more concerned with the improvement of road safety (Conover *et al.*



1995). As the total eradication of collisions is considered to be impossible, the goal of researchers and road planners should be to reduce them to an environmentally and socially economic sustainable level (Stout *et al.* 1993, Malo *et al.* 2004). One part of the studies has focused on identifying which parameters are decisive to explain the spatial distribution of collisions, both at road segment and on a regional scale (Puglisi *et al.* 1974, Bashore *et al.* 1985, Finder *et al.* 1999, Hubbard *et al.* 2000, Joyce & Mahoney 2001, Malo *et al.* 2004, Seiler 2005). Other research has checked the efficiency of the broad range of mitigation measures proposed in order to decrease the number of collisions (Romin & Bissonette 1996). Mitigation measures enhance traffic safety and sustainability in transport, but if their design and their maintenance are mistaken they suppose a waste of public investment and can even affect natural processes negatively (Forman *et al.* 2003). Thus the previous choice plays a decisive role in the process. However, measures are commonly arbitrarily selected (Putman 1997). We could use the spatio-temporal variations in the collisions to improve decisions of which measures to apply. The objective of road planners should be the introduction of the most efficient measures in accordance with the characteristics that cause collisions at each site: the road and traffic parameters, the road-kill species, the surrounding landscape, the topography of the area, or differences between days or seasons related to reproduction periods or juvenile dispersal. Therefore, it would be useful to define patterns within the heterogeneous range of possibilities in which collisions can occur. To the present, in the bibliography, we are unaware of a study about wildlife and roads with the aim of identifying collision patterns for the same species in relation to variables that explain the spatial distribution of the road-kills, at least using neural networks.

Neural networks are one of the data mining techniques of unsupervised classification based on competitive learning. Unsupervised data mining is useful to define patterns from a large quantity of data without a previous objective. Algorithms based on competitive learning use units that compete to represent the input pattern. When an input pattern enters the network, only one of the output neurons (or group of neighbours) activates and the rest of the neurons present the minimum value. Examples of algorithm application in ecological science can be found in Chon *et al.* (1996, 2000), Foody (1999), Lek & Guegan (2000), Giraldel *et al.* (2001), Park *et al.* (2003) or Kruka *et al.* (2007). We are not defending the existence of fixed patterns and in a fixed number. Depending on the classification technique the algorithm applied or the level of disaggregation results may differ. Furthermore, in the case of animal-vehicle collisions the patterns show a diffuse frontier because there are a wide range of intermediate situations. However, these techniques could be useful to group the road-kills with similar explanatory variables. The aim is to adjust the groups defined, using neural networks, to the mitigation measures available, adapting decisions to the local circumstances.



To identify patterns in animal-vehicle collisions we have chosen as the study species the wild boar *Sus scrofa*. The reason for selecting wild boars is because they are commonly killed on roads in the study region and also because the species has a wide ecological valence. They are capable of adapting easily to different types of habitats, so there is a wide range of situations in which the species could be killed on the roads. For this reason we suppose that it is possible to identify patterns in wild boar-vehicle collisions (WBVC). Moreover, in the Iberian Peninsula wild boar populations have increased constantly in the last decades due to rural depopulation and the exodus to urban areas which have implied the abandon of some land used for the cultivation of crops and the subsequent increase in suitable habitat for the species (Tellería & Sáez-Royuela 1985, Abaigar 1992, Rosell *et al.* 2001, Rosell & Herrero 2007, Sáez-Royuela & Tellería 2008) although annual oscillations are not unusual in the Mediterranean region (Focardi *et al.* 1996). Population increase has been reflected in the number of annual collisions reported (Peris *et al.* 2005)

V.5.2. Methods

Area of study

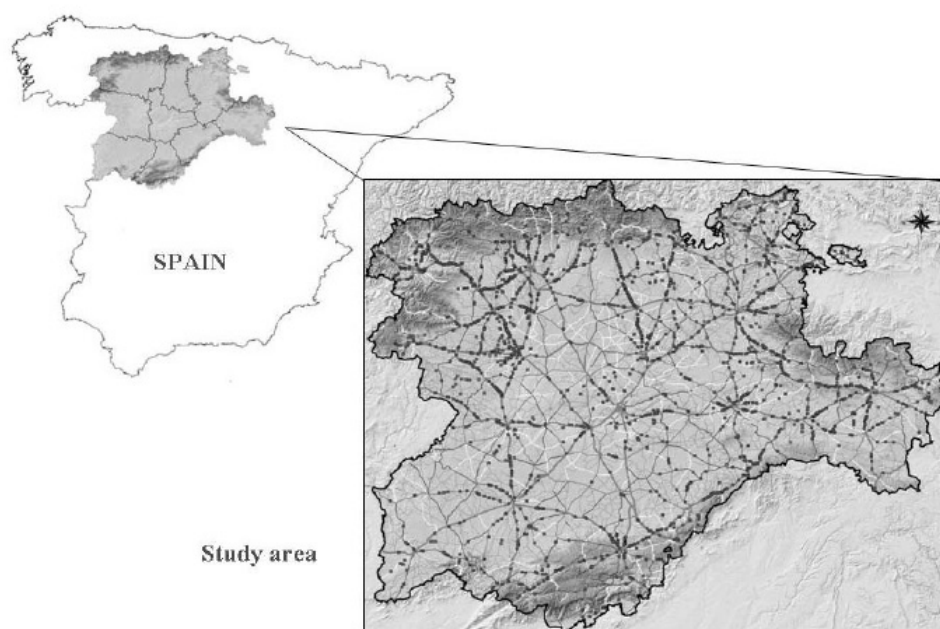
We performed our study in Castilla y León (Spain), an interior region situated in the Northwest of the Iberian Peninsula (*Figure 72*). Its extension is 94.223 Km². It is a heterogeneous and complex territory with a wide range of landscapes, most of them occupied by wild boar. The centre is a plateau constituted by Tertiary sediment materials from the river Duero. Surrounding the plateau there are several mountain chains: the Cordillera Cantábrica in the North, the Sistema Ibérico in the East and the Sistema Central in the South. Only on the western border there is a granitic peneplain. The plateau has been transformed into an agricultural steppe with a large extension of non-irrigated crops but also with irrigated crops on the plains of the main rivers. On the mountainous periphery there are forested areas, pastures and degradation scrub are predominant. In these areas agriculture is relegated to the bottom of the valleys. Approximately 66.5% of the region has an altitude between 600 and 1000 metres above sea level, with an average of 900 metres and range from 119 to 2680 metres. The plateau has a Mediterranean climate, but with continental features due to the altitude and the geographical isolation generated by the mountainous periphery. The north of the region shows Atlantic influence. Both temperatures and precipitation have a similar gradient from the Duero Valley, with annual averages above 10° C and only 400 mm, to the mountainous periphery where the mean can reach 2° C and 1800 mm.

It is a sparsely populated region with a density of 26.57 Hab./Km² but with a large quantity of small villages. Spatial configuration of the populated areas is the reason for a dense road



network in which most roads have low traffic volumes except highways that connect capitals and those that come from Madrid and cross the region.

Figura 72. *The area of study, Castilla y León, Spain. Wild boar-vehicle collision localities during the 2005-2006 periods are represented by points on a regional map. It can be seen how the collisions are concentrated on segments on the main roads.*



Data collection

We obtained WBVC dataset from reports taken by traffic safety authorities (Provincial subsectors of “Guardia Civil” traffic control and the Provincial Headquarters of the “Dirección General De Trafico” of the Comunidad Autónoma de Castilla y León, which belongs to the Ministry of Defence and the Ministry of the Interior, respectively). We have analysed a total of 2347 collisions which occurred in a two-year period between 2005 and 2006. Each traffic report included the road and kilometre point where the collision happened and the day and hour it took place. We implemented dataset in a geographical information system. The software used was Arcgis 9.0. *Table 40* includes the predictive variables used in the statistical analyses. Collision occurrence is a consequence of the combination of several types of factors that ought to be taken into account to describe collision patterns. We selected those variables which were decisive in previous research and which focussed on modelling collision locations and those that could have interest with



regard to ecological requirements of the species in the study area. For each WBVC site we analysed variables relative to the road design, the volume of traffic and the surrounding landscape (Table 40).

Tabla 40. Traffic, environmental and anthropogenic variables measured both wild boar-vehicle collision locations and a random distribution of the same number of points as control sites.

Variable	Variable explanation	Abbreviation
Traffic volume	Volume of vehicles on the road per day (<i>Vehicle / day</i>)	TRVO
Slope	Average speed of the vehicles (<i>Km / h</i>)	SPEE
Road density	Road length per unit surface area (<i>Km road / Km²</i>)	RODE
Railway density	Railroad length per unit surface area (<i>Km railway / Km²</i>)	RLDE
Sinuosity	Relation between real and Euclidean distance	SINU
Slope	(<i>25-metre resolution</i>)	SLOP
Distance from water	Euclidean distance to nearest river or stream (<i>metres</i>)	DWAT
Anthropogenic distance	Euclidean distance to nearest anthropogenic structure (<i>metres</i>)	DHUM
Forest	Proportion of natural forest coverage (<i>percentage</i>)	FORE
Reforestation	Proportion of reforestation coverage (<i>percentage</i>)	REFO
Wooded pasture	Proportion of wooded pasture coverage (<i>percentage</i>)	WPAS
Riparian forest	Proportion of riparian forest coverage (<i>percentage</i>)	RIPA
Crops	Proportion of crop coverage (<i>percentage</i>)	CROP
Maize crops	Area occupied in the municipality (<i>hectares</i>)	MAIZ
Scrub	Proportion of scrub coverage (<i>percentage</i>)	SCRU
Pasture	Proportion of pasture coverage (<i>percentage</i>)	PAST
Mosaic landscape	Proportion of mosaic landscape coverage (<i>percentage</i>)	MOSA
Edge density	Density of ecotones (<i>Km / Km²</i>)	ED
Landscape diversity	Diversity of land uses (Shannon index)	SDI

We obtained land use data from Mapa Forestal of Spain (scale of 1:50000) created by the Ministry of Environment of Spain during 2002 and 2003. We extracted traffic parameters from traffic intensity maps created by the Junta de Castilla y Leon and Ministry of Public Works of Spain. These governmental authorities carry out annual studies regarding volume and speed on roads of their jurisprudence using temporary and continuous vehicle traffic sensors. For the provincial road network there is no complete record of traffic volume. The provincial network includes a heterogeneous group of roads characterised by low traffic volumes and usually lower speed than major roads. We calculated the sinuosity from digital road maps using a two kilometre segment with the road-kill location as the centre of the



segment. We obtained the slope from a DEM of 25-metre resolution. We used Patch Analyst 3.12 software to calculate the ecological indices of landscape spatial structure.

As a unit sample for landscape variables we used a circular surface of 1000 meter radius around WBVC localities. The definition of buffer zones has been widely used in the study of landscape variables associated to road-kill localities although the size and shape of buffers have varied. Circular buffers of 1 kilometre diameter were used by Malo *et al.* (2004). Another possibility is the analysis of the surrounding area along a road segment with buffers that reach different distances from the side of the road. Finder *et al.* (1999) and Hubbard *et al.* (2000) used a 0.8 Km. buffer whereas Nielsen *et al.* (2003) employed a buffer of 0.1 Km. Buffer areas cannot be chosen arbitrarily but they should be in accordance with the ecological and behavioural characteristics of the species or group under discussion, especially in terms of home range (Ramp *et al.* 2005).

Statistical analysis

The first step in pattern recognition is to define which variables are going to be included in the process. It is pointless to utilise features that are not related to the spatial distribution of the WBVC in the neural network analysis, thus, previously, these variables have to be identified. We compared the spatial distribution of WBVC with a random distribution with the same number of points using the student's t-test for independent samples. A high p-value ($p < 0.1$) was taken as the level of significance to also include those variables that could be useful to define small patterns.

To define WBVC patterns we used a Kohonen's self-organizing map (SOM), which is an unsupervised neural network based on competitive learning (Kohonen 1982, 2001). SOM imitates how neurons work in the brain and consists of two layers: the input and the output matrix. The input matrix receives the vectors from data matrix and has as many neurons as variables considered in the analysis. The output matrix processes the whole data set. Each WBVC with the associated variables enters the analysis as a vector. Only the variables with significant differences from the random distribution were included. Input values were normalised previously. The result of the analysis is a bidimensional matrix that can be square or rectangular in accordance with that which was previously decided. In this study we grouped WBVC in 16 cells within a 4x4 square output matrix. We tested other matrices with different sizes: 25x25, 10x10, 5x5, 3x3, but resulting classifications seemed less clear. Matrix size could vary depending on the level of specificity desired. In the case of road-kills we consider it is unnecessary to obtain a huge number of patterns because the mitigation measures are not greatly varied. We are only going to describe the main patterns, but the



number could be increased to obtain a higher level of precision. It is necessary to adapt the defined patterns to the reality of the region, the resources and the mitigation measures available. We can increase or decrease the number of groups by modifying the matrix size. The software used in Kohonen algorithm application was KOH developed by State University of Groningen, Holland.

In SOM each neuron i of the input matrix is connected with each neuron j of output matrix with a weight w_{ij} . So for each neuron of the output matrix there is a vector of weights W_j that works as reference vector.

The learning process is usually developed in several stages: with the application of a given input pattern, the process calculates the distance between the inputs and the weights of the connections. The winner unit is the output cell with the most similar weights to the input pattern. The mathematical expression (Eq.1) used to define the activated neuron according to input pattern X_p is:

$$Y_{pj} = \begin{cases} 1 & \min \|X_p - W_j\| \\ 0 & \text{resto} \end{cases}$$

In the SOM during the learning process weights are modified continuously to minimise the distance between them and input vectors, not only in the winner neuron but also in the adjacent cells in accordance with a neighbourhood function. The vector of weights of the winner neuron, W_c , becomes the centre of a group of vectors within a distance D , modifying the weights of the reference vectors W_j close to W_c , in accordance with the equation:

$$\Delta W_j = n(X - W_j)$$

This process maximises the similarity between the reference vectors of the winner unit and its neighbourhood with the input pattern. We can quantify the level of adaptation using a neighbourhood function. The process starts with a coarse analysis using a wide radius of neighbourhood and continues with a fine analysis using smaller radii. This process is repeated for all input vectors (Kohonen 2001).

The SOM obtained after the learning process includes all WBVC distributed among the 16 neurons. The classification system places similar WBVC close together and the more different ones further away. However all neurons are not equally different but dissimilarities can be obtained using the distance between adjacent neurons. We have used



hierarchical cluster using the Ward linkage method and Euclidian distances to obtain the relationships between SOM cells. WBVC grouped in each cell were represented graphically in a set of regional maps.

To validate SOM classification and define which variables were decisive in each WBVC pattern we modelled them using logistic regressions. We compared the spatial distribution of each pattern with a 200 random point distribution. The method followed was stepwise regression. Before modelling we checked for multicollinearity between variables (Menard 1995). We removed one of the variables if the correlation coefficient was higher than 0.70. We would eliminate that variable with a lower difference between WBVC and the random point distribution according to statistical t obtained for each specific pattern. We verified the predictive capacity of the models by means of the area under the receiver operating-characteristic curve (AUC).

V.5.3. Results

Univariate test

The t-test of comparison of means for independent samples (*Table 41*) shows statistically significant differences between WBVC and random points in road and traffic parameters. Moreover, we found differences in several landscape variables: relative to the surrounding habitat, the topography or landscape structure indexes. WBVC are more common in high-intensity traffic where drivers go faster and in this way low sinuosity contributes to a higher speed; forested areas including native or reforested zones, island patches in the plateau, or riparian stretches; far from anthropogenic structures and not steep slopes. In contrast, they are uncommon in areas with scrub or agricultural landscapes except in the neighbourhoods of irrigated maize crops. WBVC did not differ from random points in the extension of landscape in mosaic, wooded pastures or pastures. No significant values were found either in distance to a railway line or water. In relation to landscape structure indexes the t-test showed that WBVC are related to heterogeneous areas with high density of ecotones. Differences are significant over 0.001 except the distance to anthropogenic structures ($p=0.015$).

**Tabla 41.** Results of the unpaired t-test of comparison between the WBVC distribution and the random distribution of points for 15 explanatory variables.

Variable	WBVC site			Control site			t unpaired test	
	Average	SD	Maximum	Average	SD	Maximum	t	p-value
TRVO	3891.27	4136.12	36782	1341.55	3849.16	36782	21.806	< 0.0001
SPEE	89.67	17.11	152.5	75.25	15.74	152.5	29.382	< 0.0001
SINU	3.96	5.92	65.38	7.62	9.63	65.38	-15.652	< 0.0001
SLOP	3.85	4.85	85.21	5.22	6.33	85.21	-8.304	< 0.0001
DWAT	693.62	717.98	7483.5	701.68	760.82	7483.5	-0.373	0.709
DHUM	1282.64	984.49	8741.5	1209.41	1088.68	8741.5	2.417	0.015
FORE	22.01	24.21	100	16.61	23.84	100	7.69	< 0.0001
REFO	6.47	12.85	99.23	3.77	9.78	99.23	8.079	< 0.0001
WPAS	2.53	9.85	99.59	2.95	11.82	99.59	-1.33	0.184
RIPA	1.35	2.51	22.98	0.98	2.23	22.98	5.218	< 0.0001
CROP	48.18	32.5	100	52.38	36.38	100	-4.712	< 0.0001
MAIZ	169.57	452.34	3867	91.92	369.15	3867	6.443	< 0.0001
SCRU	5.2	10.75	99.98	7.35	15.29	99.98	-5.594	< 0.0001
PAST	0.058	0.686	66.66	0.131	2.004	66.66	-1.659	0.097
MOSA	1.87	7.18	89.14	1.96	7.57	89.14	-0.424	0.676
ED	78.46	28.01	192.35	72.93	30.68	190.87	6.446	< 0.0001
SDI	0.92	0.45	2.22	0.76	0.47	2.07	12.136	< 0.0001

Kohonen maps

The matrix in *Figure 73* shows WBVC distribution among the 16 cells. The average number of collisions per neuron is 146.69 ± 83.18 , with a maximum of 375 in cell 2-B and a minimum of 7 in cell 4-B. Due to small sample size we could not develop a logistic model for this pattern. *Figure 74* includes the distribution in the matrix of the average values of those variables that showed significant differences in univariate tests. For nearly all variables we can identify one or more cells with a higher mean value which indicates that this variable is important to characterise the WBVC of this pattern. For example, in cell 1-1 WBVC are mainly located in forested areas (an average of 59.3% around collision points are natural forest). The values of the variables tend to follow a gradual distribution within the matrix because of a neighbourhood function.

In accordance with the distance graph and the cluster result, cells 4-A and 4-B are the most different patterns. The cell 4-D is the most distant within the rest of the cells, which are divided in three main groups: one includes the patterns located in the upper right part of the matrix (1-A, 2-A and 1-B); another only includes the 4-C cell; and the other the rest of



the patterns. In this last group 1-D is the most separated element within the cells situated in the centre of the matrix.

Figura 73. *Distribution of the 2347 WBVC included in the neural network among the 16 cells of the 4x4 matrix. The thickness of the barriers inside the matrix is proportional to the distance between adjacent cells.*

	A	B	C	D
1	204	197	122	146
2	94	375	141	86
3	217	68	82	189
4	145	7	168	106



Figura 74. Distribution of the values of the variables among the cells in the 4x4 matrix. Each matrix in the figure shows the distribution of one of the variables included in the neural network. Each cell includes, at the top, the average value of the variable for the WBVC classified in that cell. The lower value is the weight of the variable in that cell obtained by Kohonen's algorithm. The grey scale indicates how the cell value differs from the average obtained for the total of cells. The amplitude of each range is a standard deviation.

TRVO	A	B	C	D
1	2807.3 0.000033	2363.6 0.009162	4680.1 0.393185	15118.3 1.179923
2	2746.0 0.097242	2448.8 0.034171	3215.9 0.197537	4851.5 0.558447
3	3399.2 0.129915	2815.8 0.088760	2101.3 0.050682	2604.3 0.655415
4	5833.3 0.259170	4900.3 0.137553	3396.9 0.023926	2091.0 0.011068

SPEE	A	B	C	D
1	86.7 -0.177142	84.9 -0.135903	98.9 0.140439	117.0 0.575557
2	88.6 -0.154999	85.3 -0.155499	91.2 0.000911	95.8 0.217503
3	93.4 -0.022701	83.1 -0.129492	74.0 -0.174049	81.7 -0.169028
4	94.5 0.130071	81.0 -0.040149	90.2 -0.284343	81.6 -0.239984

SINU	A	B	C	D
1	5.9 0.149396	3.8 0.099813	2.6 0.032874	2.1 0.002448
2	3.7 0.094105	2.8 0.064212	2.6 0.036136	2.4 0.016206
3	1.9 0.017797	2.4 0.038620	3.0 0.132849	3.6 0.265594
4	1.5 0.016097	1.4 0.062021	3.8 0.382733	22.4 0.681810

FORE	A	B	C	D
1	59.3 0.706735	52.2 0.432587	16.1 0.139249	11.2 0.038595
2	23.3 0.388911	14.9 0.236447	18.3 0.117076	24.6 0.893236
3	1.1 0.008941	6.1 0.046476	19.5 0.113334	22.3 0.148893
4	6.2 0.000156	23.2 0.050206	14.6 0.139649	30.1 0.130523

REFO	A	B	C	D
1	3.7 0.048406	2.4 0.013057	2.9 0.029976	6.5 0.085330
2	2.7 0.019580	3.7 0.066508	3.0 0.022178	4.9 0.081349
3	0.7 0.007737	2.6 0.208886	5.8 0.390904	7.2 0.381847
4	1.4 0.021811	22.7 0.594364	41.2 1.880275	6.7 0.204446

RIPA	A	B	C	D
1	0.6 0.044308	0.6 0.046842	0.7 0.065483	1.4 0.104888
2	0.3 0.034308	0.7 0.062153	1.0 0.157902	1.4 0.348668
3	0.3 0.049140	0.8 0.083598	2.6 0.280551	6.4 0.601872
4	0.7 0.094977	0.5 0.109850	1.3 0.370084	2.2 0.633733

MAIZ	A	B	C	D
1	33.8 0.007072	26.5 0.001978	57.5 0.001395	103.5 0.007639
2	103.9 0.007963	53.6 0.012687	52.7 0.018348	14.2 0.014294
3	101.3 0.491727	252.2 0.257637	65.1 0.040752	50.4 0.008330
4	1608.1 1.178668	1103.6 0.492061	127.0 0.054351	85.1 0.030011

DHUM	A	B	C	D
1	2993.2 0.853440	1434.1 0.387007	1001.3 -0.194689	792.2 -0.385327
2	2633.1 0.545857	1100.0 0.138714	581.5 -0.279475	752.4 -0.434379
3	1295.9 0.115934	889.1 -0.058547	609.8 -0.287144	673.7 -0.329380
4	1284.1 0.034495	1271.9 -0.068132	1442.1 -0.078236	1073.7 -0.103610

SLOP	A	B	C	D
1	3.2 0.146336	4.9 0.287124	11.2 0.373262	3.4 0.298196
2	3.1 0.101132	2.9 0.162744	3.6 0.190663	3.3 0.181704
3	3.6 0.081648	2.7 0.044709	3.1 0.033676	3.6 0.087644
4	3.8 0.106229	3.9 0.068419	3.5 0.057261	3.5 0.096071

ED	A	B	C	D
1	67.1 -0.035923	85.7 0.054245	78.0 0.139957	92.2 0.392384
2	63.7 -0.182156	77.0 -0.000947	88.8 0.239973	122.8 0.535443
3	40.6 -0.485954	57.8 -0.204628	89.8 0.232270	109.7 0.522189
4	50.5 -0.708642	70.4 -0.388956	79.6 0.170854	100.3 0.334884

SDI	A	B	C	D
1	0.7 -0.104360	1.1 -0.021994	1.0 0.144094	1.1 0.278794
2	0.9 -0.288347	0.9 -0.106342	1.2 0.179299	1.5 0.392602
3	0.2 -0.095525	0.7 -0.304335	1.1 0.196382	1.4 0.405902
4	0.5 -0.928828	1.1 -0.507541	1.0 0.151174	1.2 0.297223



We can differentiate several WBVC patterns according to the distances between cells (*Figure 73 and figure 75*) and results shown in *figure 74 and Table 42*. In several regressions we found bivariate correlations between two variables over 0.70 thus one of these variables was removed from the analysis. In accordance with the logistic model of cell 4-A, the WBVC are localised in maize crops on the plateau in the fertile lowlands of the main rivers. In these areas the road sinuosity is low due to the topography. Although we could not obtain a model for cell 4-B because of its small sample size, the WBVC included in this group are also related to maize crops and reforested areas as can be seen in *figure 74*. In the rest of the cells the participation of irrigated maize crops is much lower. The WBVC in neuron 4-D occur in high-sinuosity roads with low traffic speed. 1-A, 1-B and 2-A includes WBVC that tend to take place in natural forested landscapes far away from populated areas. Although the three patterns are similar it is possible to establish differences. 1-A are located in areas with continuous forest cover. 1-B pattern are related to ecotones in mixed areas with a mosaic of forest and crops. 4-C pattern includes the WBVC related with reforested areas mixed with patches of natural forest and unirrigated crops. The WBVC grouped in cell 1-D are located mainly in four-lane fenced highways and major roads with high traffic volumes and traffic speeds. 2-D models include the WBVC in roads of certain importance with high landscape diversity. 1-C locates in important roads but in areas with pronounced slopes. According to the cluster 3-A and 3-B are closely related in the neural network but it is remarkable that the WBVC in the 3-B pattern tend to take place in riparian forest surroundings. 3-D and 3-C are also linked to riparian and reforested zones in heterogeneous areas but in 3-D the traffic parameters and the crop cover are other explanatory factors. 2-A and 2-B do not show special features except the speed of the vehicles. The importance of unirrigated crops' cover is significant in pattern 2-A. *Figure 76* shows a graphic representation of WBVCs spatial distribution in each pattern.



Figura 75. Cluster obtained by Ward linkage method which shows the relationships among the patterns generated by the neural network.

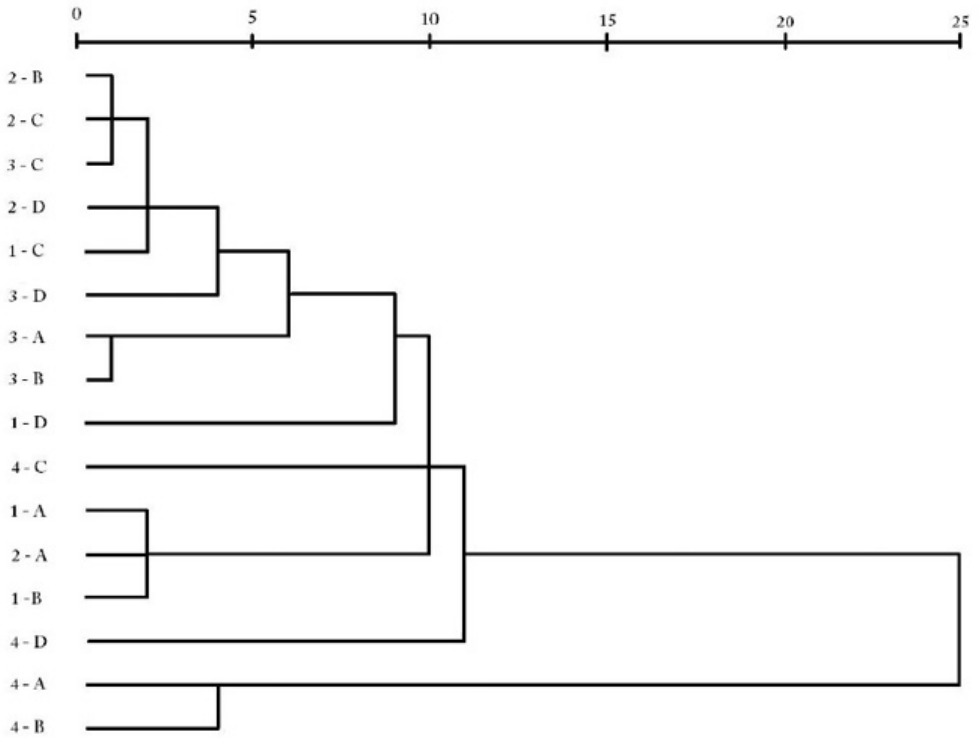


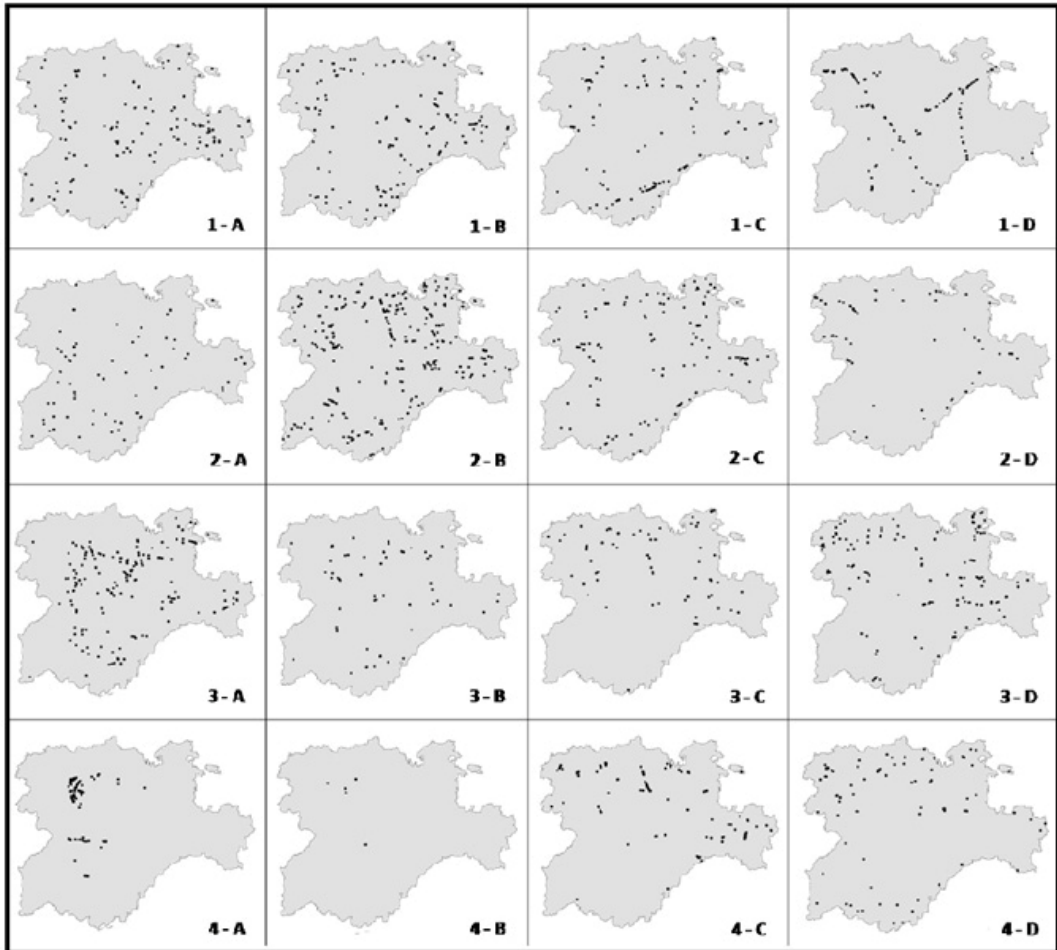


Tabla 42. Results of logistic regressions for 15 groups obtained in the Kohonen’s SOM. We could not perform the logistic regression for Cell 4-B because of the small sample size. The variables used in the models were those which showed significant differences from the random distribution. Model values for each logistic regression from the top to the bottom in the first column of the table are the p-value, the R² of Nagelkerke and the percentage of correct predictions by cross tabulating.

	Model	TRVO	SPEE	SINU	SLOP	DHUM	FORE	REFO	RIPA	CROP	MAIZ	SCRU	ED	SDI
1 – A	< 0.001		0.855	-0.932	-0.925	2.233	2.345							
	0.85		7.937	10.251	6.898	56.670	35.888							
	91.3		0.005	0.001	0.009	< 0.001	< 0.001							
1 – B	< 0.001		0.492	-1.197		0.400	2.256			1.115				1.448
	0.67		5.648	15.760		5.119	46.452			6.088				18.737
	85.4		0.017	< 0.001		0.021	< 0.001			0.014				< 0.001
1 – C	< 0.001	0.556	1.502	-1.308	0.944									1.963
	0.71	6.566	37.834	9.485	25.052									19.601
	89.1	0.010	< 0.001	0.002	< 0.001									< 0.001
1 – D	< 0.001	2.084	1.690		-1.549		-1.716							2.684
	0.94	25.296	16.496		7.439		6.156							9.734
	96.8	< 0.001	< 0.001		0.006		0.013							0.002
2 – A	< 0.001		1.035	-0.938		1.709				-1.054			-1.020	
	0.66		15.940	5.381		47.044				13.651			12.255	
	86.3		< 0.001	0.020		< 0.001				< 0.001			< 0.001	
2 – B	< 0.001		0.382	-1.066	-0.850		-0.425		-0.485	0.769			-1.060	
	0.47		5.979	20.050	16.775		4.751		5.997	14.172			20.641	
	82.8		0.014	< 0.001	< 0.001		0.029		0.014	< 0.001			< 0.001	
2 – C	< 0.001		1.152	-1.070		-1.511								2.370
	0.69		24.319	8.054		26.555								38.371
	86.2		< 0.001	0.005		< 0.001								< 0.001
2 – D	< 0.001	0.759	1.028											4.078
	0.82	9.589	8.582											28.020
	93.0	0.002	0.003											< 0.001
3 – A	< 0.001		0.700	-1.049	-0.631		-1.267						-1.419	
	0.68		13.298	8.875	9.118		3.935						6.800	
	85.9		< 0.001	0.003	0.003		0.047						0.009	
3 – B	< 0.001	0.475		-0.910	-1.001	-0.562	-0.775		0.695			-4.080	-0.646	
	0.47	4.859		4.598	6.500	6.237	4.936		6.313			7.639	5.563	
	82.8	0.028		0.032	0.011	0.013	0.026		0.012			0.006	0.018	
3 – C	< 0.001	0.521	1.171	-1.553	-0.984	-1.249		0.483	1.292	1.679				2.366
	0.68	3.905	10.742	8.123	5.348	13.050		4.363	21.128	6.255				20.516
	88.3	0.048	0.001	0.004	0.021	< 0.001		0.037	< 0.001	0.012				< 0.001
3 – D	< 0.001				-1.027	-1.447		0.549	1.747					2.430
	0.86				6.040	13.982		6.962	49.825					26.849
	93.0				0.014	< 0.001		0.008	< 0.001					< 0.001
4 – A	< 0.001			-2.657							2.502			
	0.90			5.652							56.971			
	98.6			0.017							< 0.001			
4 – B	No data													
4 – C	< 0.001		1.134	-2.178		0.892	2.363	4.754		5.554		1.228		4.393
	0.92		6.285	13.793		4.444	6.946	29.670		12.663		4.141		15.729
	96.5		0.012	< 0.001		0.035	0.008	< 0.001		< 0.001		0.042		< 0.001
4 – D	< 0.001		-0.619	1.600	-1.385									1.151
	0.70		6.376	57.176	15.880									9.008
	87.9		0.012	< 0.001	< 0.001									0.003



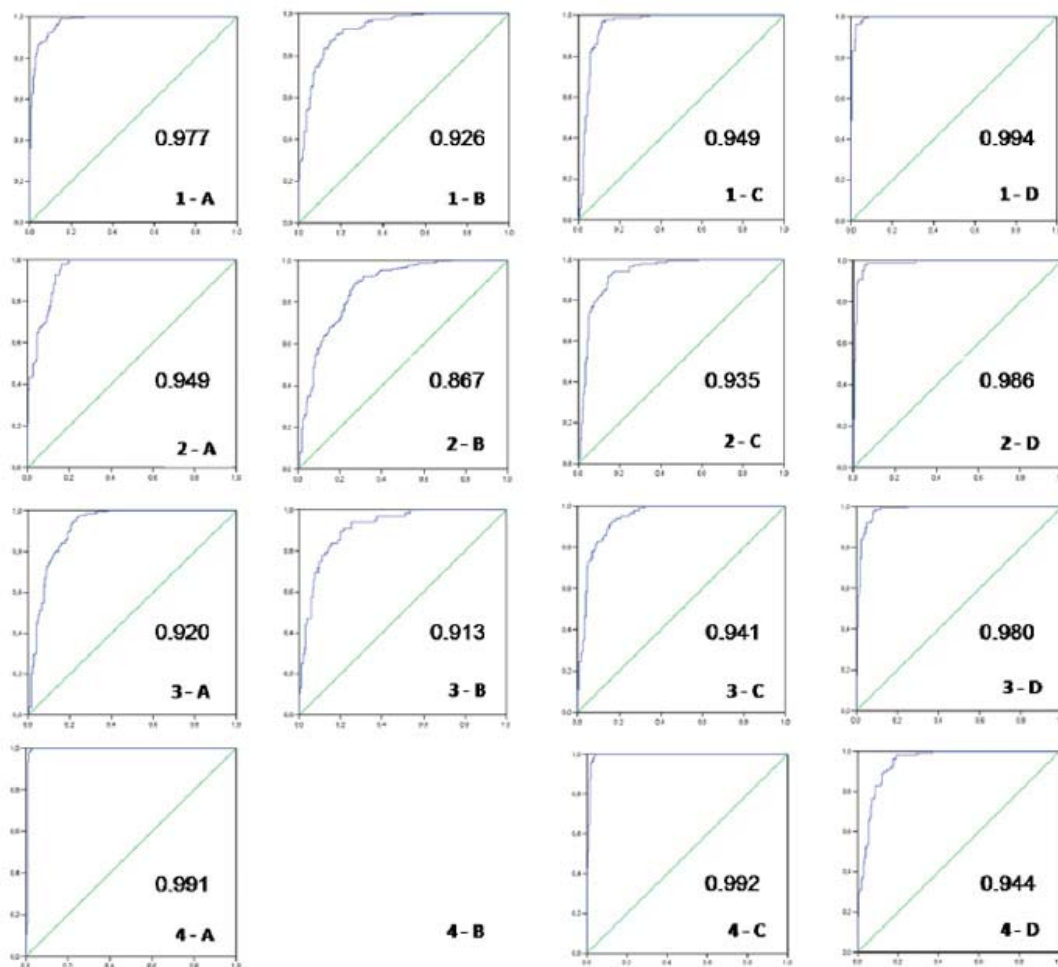
Figura 76. Spatial distribution of the WBVC grouped in each cell of the 4x4 matrix represented on a regional map.



In accordance with the way in which the algorithm makes the classification, the more defined patterns occupy the corners and the borders of the matrix. The R^2 values of logistic models were higher on the borders of the matrix (0.79 ± 0.11), especially in the corners (0.85 ± 0.10). In the centre of the matrix R^2 were lower (0.58 ± 0.12). The distribution of the results of the curve ROC also shows this tendency. AUC results (Figure 77) indicate a high predictive power for models, all of them exceeding 0.850 (average value of 0.951 ± 0.036) and in 14 of the 15 the values are higher than 0.900, with 3 higher than 0.990.



Figura 77. ROC curves for the logistic models contained in the 4x4 matrix and obtained using the groups formed by the SOM.



V.5.4. Discussion

Identifying patterns at regional scale should be a task previous to mitigation measure selection in order to adjust our decision making to local characteristics of road-kill localities. The efficiency could be improved and the negative effects decreased. We consider that it would be possible to describe road-kill patterns for most species because these events are the result of the combination of factors related to the ecological characteristics of species, road and traffic parameters, the surrounding landscape, or the degree of human activity. This is especially true for large carnivores and ungulates, such as wild boar, due to their ecological plasticity and their ability to adapt to nearly any habitat. For example, in our



study several parameters involved in wild boar collisions in the plateau differ from those obtained for road-kills in mountainous surroundings. The best mitigation measures in both areas are not necessarily the same. Romin & Bissonette (1996) found 11 kinds of mitigation measures applied in the United States. Measures were oriented to modify the behaviour of either drivers or animals, or both. They reported that measures more widely used due to their low cost were at the same time less effective.

Speed was a main predictive variable in nearly all patterns that we obtained, so one of the first goals for road planners should be to reduce traffic speed in areas with high collision rates. With this aim road signs have been widely used, accompanied sometimes with speed limitations. Costs are low as well as their effectiveness (Pojar *et al.* 1975) because of excessive use and, with the passage of time their being ignored. Another possibility would be only a temporary installation during the period of highest concentration of road-kills (Gordon *et al.* 2004, Sullivan *et al.* 2004). In this way, the educational programmes designed to enhance public awareness have not been widespread nor has their efficiency been checked adequately (Romin & Bissonette 1996).

Considering efficacy as the percentage of decrease in road-kill rate, it seems that the most effective mitigation measure applied until now has been road fencing (Falk *et al.* 1978, Ward 1982, Feldhamer *et al.* 1986, Ludwig & Bremicker, 1989, Lavsund & Sandegren 1991, Clevenger *et al.* 2001) although fencing does not manage to avoid 100% of collisions, especially if it is not accompanied by transversal passes to cross the road (Putman 1997). Wildlife crossings and other non-specific structures, such as culverts, are essential as complementary elements to fences in order to decrease both collisions and fragmentation (Yanes *et al.* 1995, Rodríguez *et al.* 1996, Clevenger & Waltho 2000, Ng *et al.* 2004, Mata *et al.* 2005). However, these strategies are very expensive and sometimes the disadvantages could be greater than the advantages, so their large-scale application must be discounted. Road planners should use them just in the case of high-intensity roads (in Spain the four-lane highways must be fenced) in main wildlife fatality hotspots and they should always be accomplished by escape mechanisms that allow trapped animals to exit the fenced road (Ludwig & Bremicker 1983). This type of mitigation measures would be suitable to the WBVC pattern included in cells 1-D and the hotspots in patterns 1-C and 2-D, all of them related with major roads. This measure could be generalised to particular points of secondary roads with high rates of collisions.

Either on secondary roads with lower traffic volumes or on road segments with lower collision rates the situation is different, so measures applied should be different too. To decrease habitat fragmentation the introduction of measures that do not impede wildlife movement across roads may be more suitable. Apart from speed limits and signs there is a wide range of mitigation measures applicable. Clearcuts along roadsides can enhance the



reaction time of a driver (Rea 2003). These could be one of the best choices for the WBVC occurring in forested areas which are included in 1-A, 1-B. We could obtain the same results as clearcuts avoiding the cultivation of maize (patterns 4-A and 4-B) or reforestation (4-C mainly) within a certain distance from the road. A landscape management option to avoid animal crossing is the creation of feeding areas between the refuge habitat and the road (Wood & Woolfe 1988). This could be applied to the 1-A pattern by means of opening feeding areas in the continuous forests. In ecotones between forest and crops crossed by a road it could be possible to increase the feeding area on the side of the forest to decrease the daily animal crossings from their refuges to the feeding areas (1-B). A decrease in ungulate populations by means of hunting has been proposed (Allen & McCullough 1976, Romin & Bissonette 1996), although Waring *et al.* 1991 found that the number of collisions, was not reduced in spite of a decrease in white-tailed deer populations. The combination of mitigation measures and hunting can be effective (Schwabe *et al.* 2002)

There is also a group of mitigation measures oriented to be active only in case that a vehicle is moving along the road segment. If their long-term effectiveness was proved they might be one of the best solutions because they would manage to decrease the number of collisions, but at the same time would not increase barrier effect, such as fencing. However, their efficacy is not clear. Swareflex warning reflectors mounted on posts show favourable results (Schafer & Penland 1985) but also unfavourable ones (Waring *et al.* 1991, Reeve & Anderson 1993, Ujváry *et al.* 1998). Results are contradictory too with mirrors and smell repellents (Putman 1997). High-frequency warning whistles installed in vehicles did not induce behavioural changes in moose (Muzzi & Bisset 1990) or mule deer (Romin & Dalton 1992). A higher level of illumination in highway hotspots has been ineffective (Reed *et al.* 1982). This type of mitigation measures could be useful in roads with low traffic volumes where the effect should yield better results, for example in pattern 4-D. The inclusion of mirrors or swareflex reflectors would be limited in road segments with a complex orography and steep slopes, for example for WBVC included in pattern 1-C. The definition of patterns in animal-vehicle collisions is useful not only for existing roads, but also to improve our knowledge and make better decisions in the road design stages.

Studies focussed on the spatial distribution of wildlife-animal collisions at regional scale give a wider insight, overcoming the level of study of a road as an independent structure. Regional studies facilitate the decision-making in plans of construction and improvement of roads and laws of zoning and planning. As collisions are not randomly distributed, to save resources the mitigation measures could be applied only to the hotspots verified and predicted by the models (Malo *et al.* 2004). The following step in a regional plan to reduce collisions is to check if the explanatory variables in those hotspots are different. But not only are the spatial differences important. Moreover, it would be necessary to include in future research how collision temporal variations, both seasonal and daily, are spatially



distributed (Seiler 2005). The best mitigation measure might be different depending on whether road-kills coincide mainly with habitual movements or juvenile dispersion; there may also be differences if road-kills are concentrated during hours of daylight or during the night. Research should focus on identifying which would be the best measure to apply in each WBVC pattern. With the aim of decreasing collision rates, pattern recognition could improve the decision making, selecting the best mitigation measure for each place, minimising the environmental impacts and reducing the economic costs.

V.5.5. Bibliography

- Abaigar, T. (1992). Parametres de la reproduction chez le sanglier (*Sus scrofa*) dans le sud-est de la peninsule iberique. *Mammalia* 56: 245-250.
- Allen, R., McCullough, A. (1976). Deer-car accidents in southern Michigan. *Journal of Wildlife Management* 40: 317-325.
- Bashore, T. L., Tzilkowski, W. M., Bellis, E. D. (1985). Analysis of deer-vehicle collision sites in Pennsylvania. *Journal of Wildlife Management* 49: 769-774.
- Bellis, E. D., Graves, H. B. (1971). Deer mortality on a Pennsylvania interstate highway. *Journal of Wildlife Management* 35: 232-237.
- Chon, T. S., Park, Y. S., Moon, K. H., Cha, E. Y. (1996). Patternizing communities by using an artificial neural network. *Ecological Modelling* 90: 69-78.
- Chon, T. S., Park, Y. S., Park, J. H. (2000). Determining temporal pattern of community dynamics by using unsupervised learning algorithms. *Ecological Modelling* 132: 151-166.
- Clevenger, A. P., Waltho, N. (2000). Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology* 14: 47-56.
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B., Gunson, K. E. 2001. Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin* 29: 646-653.
- Conover, M. R., Pitt, W. C., Kessler, K. K., DuBow, T. J., Sanborn, W. A. (1995). Review of human injuries, illness, and economic losses caused by wildlife in the United States. *Wildlife Society Bulletin* 23: 407-414.
- Crooks, K. R. (2002). Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16: 488-502.
- Falk, N. W., Graves, H. B., Bellis, E. D. (1978). Highway right-of-way fences as deer deterrents. *Journal of Wildlife Management* 42: 646-650.
- Feldhamer, G. A., Gates, J. E., Harman, D. M., Loranger, A. J., Dixon, K. R. (1986). Effects of interstate highway fencing on white-tailed deer activity. *Journal of Wildlife Management* 50: 497-503.
- Finder, R. A., Roseberry, J. L., Woolf, A. (1999). Site and landscape conditions at white-tailed deer /vehicle collision locations in Illinois. *Landscape and Urban Planning* 44: 77-85.
- Focardi, S., Tosos, S., Pecchioli, E. (1996). The population modelling of fallow deer and wild boar in a Mediterranean ecosystem. *Forest Ecology and Management* 88: 7-14.



- Foody, G. M. (1999). Applications of the self-organising feature map neural network in community data analysis. *Ecological Modelling* 120: 97-107.
- Forman, R. T. T., Sperling, D., Bissonette, J. A., Clevenger, A. P., Cutshall, C. D., Dale, V. H., Fahrig, L., France, R., Goldman, C. R., Heanue, K., Jones, J. A., Swanson, F. J., Turrentine, T., Winter, T. C. (2003). *Road ecology - Science and Solutions*. Island Press, Washington, USA.
- Forman, R. T. T., Alexander, L. E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207-231.
- Giraudel, J. L., Lek, S. (2001). A comparison of self-organising map algorithm and some conventional statistical methods for ecological community ordination. *Ecological Modelling* 146: 329-339.
- Gordon, K. M., Mckinstry, M. C., Anderson, S. H. (2004). Motorist response to a deer sensing warning system. *Wildlife Society Bulletin* 29: 646-653.
- Groot-Bruinderink, G. W. T. A., Hazebroek, E. (1996). Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology* 10: 1059-1067.
- Harris, L. D., Gallagher, P. B. (1989). New initiatives for wildlife conservation: the need for movement corridors. In: Mackintosh, G. (Ed.) *Defence of Wildlife: Preserving Corridors and Communities*. Defenders of Wildlife, Washington, USA. Pp. 11-34
- Hubbard, M. W., Danielson, B. J., Schmitz, R. A. (2000). Factors influencing the location of deer-vehicle accidents in Iowa. *Journal of Wildlife Management* 64: 707-713.
- Joyce, T. L., Mahoney, S. P. (2001). Spatial and temporal distributions of moose-vehicle collisions in Newfoundland. *Wildlife Society Bulletin* 29: 281-291.
- Kohonen, T. (1982). Self-organized formation of topologically correct feature maps. *Biological Cybernetics* 3: 59-69.
- Kohonen, T. (2001). *Self-organizing Maps, Third Extended Edition*. Springer, Berlin, Germany.
- Kruka, A., Lek, S., Park, Y. S., Penczaka, T. (2007). Assemblages in the large lowland Narew River system (Poland): Application of the self-organizing map algorithm. *Ecological Modelling* 203: 45-61.
- Lavsund, S., Sandegren, F. (1991). Moose-vehicle relations in Sweden: a review. *Alces* 27: 118-126.
- Lek, S., Guegan, J. F. (2000). *Artificial Neuronal Networks: Application to Ecology and Evolution*. Springer, Berlin, Germany.
- Ludwig, J., Bremicker, T. (1983). Evaluation of 2.4 m fences and oneway gates for reducing deer-vehicle collisions in Minnesota. *Transportation Research Record* 913: 19-22.
- Malo, J. E., Suárez, F., Diez, A. (2004). Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology* 41: 701-710.
- Mata, C., Hervás, I., Herranz, J., Suárez, F., Malo, J. E. (2005). Complementary use by vertebrates of crossing structures along a fenced Spanish motorway. *Biological Conservation* 124: 397-405.
- Menard, S. (1995). *Applied Logistic Regression Analysis*. Sage Publications. Series: Quantitative Applications in the Social Sciences, No. 106.
- Muzzi, P. D., Bisset, A. R. (1990). Effectiveness of ultrasonic wildlife warning devices to reduce moose fatalities along railway corridors. *Alces* 26: 37-43.
- Nielsen, C. K., Anderson, R. G., Grund, M. D. (2003). Landscape influences on deer-vehicle accident areas in an urban environment. *Journal of Wildlife Management* 67: 46-51.
- Ng, S. J., Dole, J. W., Sauvajot, R. M., Riley, S. P. D., Valone, T. J. (2004). Use of highway undercrossings by wildlife in southern California. *Biological Conservation* 115: 499-507.



- Noss, R. F., Quigley, H. B., Hornocker, M. G., Merrill, T., Paquet, P. C. (1996). Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10: 949-963.
- Park, Y.S., Cereghino, R., Compin, A. Lek, S. (2003). Applications of artificial neural networks for patterning and predicting aquatic insect species richness in running waters. *Ecological Modelling* 160: 265-280.
- Peris, S., Baquedano, R., Santos, A., Pescador, M. (2005). Mortalidad del jabalí (*Sus scrofa*) en carreteras de la Provincia de Salamanca (1997-2002). *Galemys* 17: 13-23.
- Pojar, T. M., Prosenice, R. A., Reed, D. F., Woodward, T. N. (1975). Effectiveness of a lighted, animated deer crossing sign. *Journal of Wildlife Management* 39: 87-91.
- Puglisi, M. J., Lindzey, J. S., Bellis, E. D. (1974). Factors associated with highway mortality of white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management* 38: 799-807.
- Putman, R. J. (1997). Deer and road traffic accidents: options for management. *Journal of Environmental Management* 51: 43-57.
- Ramp, D., Caldwell, J., Edwards, K., Warton, D., Croft, D. (2005). Modelling of wildlife fatality hotspots along the Snowy Mountains Highway in New South Wales, Australia. *Biological Conservation* 126: 474-490.
- Rea, R. V. (2003). Modifying roadside vegetation management practices to reduce vehicular collisions with moose *Alces alces*. *Wildlife Biology* 9: 81-91.
- Reed, D. F., Beck, T. D. I., Woodard, T. N. (1982). Methods of reducing deer-vehicle accidents: benefit-cost analysis. *Wildlife Society Bulletin* 10: 349-354.
- Reeve, A. F., Anderson, S. H. (1993). Ineffectiveness of Swareflex reflectors at reducing deer-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin* 21: 127-132.
- Reilly, R. E., Green, H. E. (1974). Deer mortality on a Michigan interstate highway. *Journal of Wildlife Management* 38: 16-19.
- Rodríguez, A., Crema, G., Delibes, M. (1996). Use of nonwildlife passages across a high speed railway by terrestrial vertebrates. *Journal of Applied Ecology* 33: 1527-1540.
- Romin, L. A., Bissonette, J. A. (1996). Deer-vehicle collisions: status of state monitoring activities and mitigation efforts. *Wildlife Society Bulletin* 24: 276-283.
- Romin, L. A., Dalton, L. B. (1992). Lack of response by mule deer to wildlife warning whistles. *Wildlife Society Bulletin* 20: 382-384.
- Rosell, C., Fernández-Llario, P., Herrero, J. (2001). El jabalí *Sus scrofa* Linnaeus, 1758. *Galemys* 13: 1-25.
- Rosell, C., Herrero, J. (2007). El jabalí *Sus scrofa* Linnaeus, 1758. Pages 348-351 in Palomo, J. L., Gisbert, J., Blanco, J. C. editors. *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad – SECEM-SECEMU, Madrid, Spain.
- Sáez-Royuela, C., Tellería, J. L. (2008). The increased population of the Wild Boar (*Sus scrofa* L.) in Europe. *Mammal Review* 16: 97-101.
- Schafer, J. A., Penland, S. T. (1985). Effectiveness of Swareflex reflectors in reducing deer-vehicle accidents. *Journal of Wildlife Management* 49: 774-776.
- Schwabe, K. A., Schuhmann, P. W., Tonkovich, M. (2002) A dynamic exercise in reducing deer-vehicle collisions: management through vehicle mitigation techniques and hunting. *Journal of Agricultural and Resource Economics* 27: 261-280.



- Seiler, A. (2005). Predicting locations of moose–vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology* 41: 701-710.
- Spellerberg, I. F. (2002). *Ecological effects of roads*. Land Reconstruction and Management Series. Science Publishers, Enfield, UK.
- Spellerberg, I. F. (1998). Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 317-333.
- Stout, R. J., Stedman, R. C., Decker, D. J., Knuth, B. A. (1993). Perceptions of risk from deer-related vehicle accidents: implications for public preferences for deer herd size. *Wildlife Society Bulletin* 21: 237-249.
- Sullivan, T. L., Williams, A. E., Messmer, T. A., Hellinga, T. A., Kyrychenko, S. Y. (2004). Effectiveness of temporary warning signs in reducing deer-vehicle collisions during mule deer migrations. *Wildlife Society Bulletin* 32: 907-915.
- Tellería, J. L., Sáez-Royuela, C. (1985). L' evolution démographique du sanglier (*Sus scrofa*) en Espagne. *Mammalia* 49: 195-202.
- Trombulak, S. C., Frissell, C. A. (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14: 18-30.
- Ujváry, M., Baagø, H. J., Madsen, A. B. (1998). Effectiveness of wildlife warning reflectors in reducing deer–vehicle collisions: a behavioural study. *Journal of Wildlife Management* 62: 1094-1099.
- Ward, A. L. (1982). Mule deer behaviour in relation to fencing and underpasses on Interstate 80 in Wyoming. *Transportation Research Records* 859: 8-13.
- Waring, G. H., Griffis, J. L., Vaughn, M. E. (1991). White-tailed deer roadside behavior, wildlife warning reflectors and highway mortality. *Applied Animal Behaviour Science* 29: 215-223.
- Wood, P., Woolfe, M. L. (1988). Intercept feeding as a means of reducing deer–vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin* 16: 376-380.
- Yanes, M., Velasco, J. M., Suarez, F. (1995). Permeability of roads and railways to vertebrates: the importance of culverts. *Biological Conservation* 71: 217-222.





Resultados 6

*Al fin y al cabo,
somos lo que hacemos para cambiar lo que somos.*

Eduardo Galeano

***Identificación de umbrales de distancia a bosque
en las colisiones ungalado-vehículo en dos escalas de trabajo***

***Identification of distance thresholds to forest
in ungulate-vehicle collisions at two different scales***



Identification of distance thresholds to forest in ungulate-vehicle collisions at two different scales

Colino-Rabanal, V.J., Peris, S.J., Lizana, M.

¹Section of Zoology. *Department of Animal Biology, Parasitology, Ecology, Soil Science and Agrochemistry.* University of Salamanca. Campus Miguel de Unamuno. 37071 Salamanca, Spain.

Resumen

[Una buena parte de las colisiones vehículo-animal (AVC) se vinculan con ciertos hábitats y estructuras paisajísticas, de tal forma que a medida que nos alejamos, la probabilidad y el total de AVC disminuyen. Así, parece obvio que las AVC se reducirían si los nuevos diseños de carreteras tendieran a evitar estos hábitats. Para tener una mejor visión del asunto se requiere explorar el tipo de relación entre el número de AVC y la distancia al hábitat clave. Si no fuera lineal, la identificación de distancias críticas para las cuales se tiene una reducción drástica de las colisiones podría aportar puntos de referencia que sirvan para guiar las acciones de mitigación. En este estudio testamos dicha relación para tres especies de ungulados a dos escalas diferentes: local (número de AVC en relación a la distancia a masa forestal y ponderado por una distribución de puntos al azar localizados en la red viaria en buffers de 1000 o 5000 m.) y regional (distancia entre los puntos negros de AVC y los límites de las asociaciones de paisaje). Se trabajó con técnicas de regresión por partes. A escala local encontramos distancias umbrales para las tres especies (los modelos funcionaron mejor para la escala de 5000 m.: jabalí $646,60 \pm 90,52$ m.; corzo $525,08 \pm 46,49$ m.; ciervo $541,36 \pm 124,76$ m.). No hay un patrón claro de variación en relación a la intensidad de tráfico. A escala regional sólo encontramos distancias umbrales para el jabalí a $975,95 \pm 531,57$ m. En la práctica, la distancia umbral puede emplearse para definir corredores de mínima probabilidad de altas tasas de AVC o para la localización de medidas mitigadoras. A escala regional, pueden ser útiles para la ordenación del territorio y para las evaluaciones estratégicas ambientales.

Palabras clave: *colisiones vehículo-animal, distancia a bosque, ecotono, ungulado, regresión por partes, umbrales*]



Abstract

Most animal-vehicle collisions (AVC) are related to certain key habitats and landscape structures in such a way that as distance from them increases, the probability of occurrence and the total number of AVC decreases. Therefore, it seems obvious that AVC would be reduced if the design of new roads tended to avoid the closeness of these key habitats. To obtain a better approach, it is necessary to explore the type of relationship between number of AVC and the distance from the key habitat. If it was not linear, the identification of critical distances at which the quantity of AVC reduces drastically could constitute reference points to guide management and mitigation actions. In this research we tested this relationship for three ungulate species at two scales: local (number of AVC in relation to distance to forest and weighted by a random point distribution located in the road network within 1000 or 5000 m. buffers) and regional (distance from AVC hotspots to landscape association units). We used piecewise regressions to identify possible thresholds. At local scale we found distance thresholds for the three species (model performance was better at 5000 m. scale: wild boar 646.60 ± 90.52 m.; roe deer 525.08 ± 46.49 m.; red deer 541.36 ± 124.76 m.). There is no clear variation pattern in relation to traffic volume. At regional scale we only found a distance threshold to landscape association edges at 975.95 ± 531.57 m. for the wild boar. In practice, distance thresholds can be used to define the corridor with lowest probability of high rates of AVC or where to locate other mitigation measures. Furthermore, at regional scale they can be used in spatial planning and strategic environmental assessments.

Keywords: *animal-vehicle collision, distance to forest, ecotone, ungulates, piecewise regression, thresholds.*

V.6.1. Introduction

Due to the increasing number of animal-vehicle collisions (AVC) throughout the world, a wide range of methods for preventing and reducing them has been proposed. To facilitate the decision-making and the method selection, both in Europe and in America have been developed handbooks and reports for road planners and environmental managers which include the state of knowledge, the different measures available, and their effectiveness according to previous research (Forman *et al.* 2003, Luell *et al.* 2003, Huisjer *et al.* 2008, Beckmann *et al.* 2010, Clevenger & Huisjer 2011). Prevention methods can be directed to modify the driver behaviour, modify the animal behaviour, reduce wildlife populations or prevent AVC by means of previous design and road planning methods (Huisjer *et al.* 2008). Within the planning and design methods, some research has focused in develop predictive



models to identify potential AVC hotspots (Malo *et al.* 2004, Seiler 2005, Gunson *et al.* 2011). Knowing the factors that explain the AVC spatial distribution enables to improve mitigation measure location but also to plan alternative routes avoiding areas close to key habitats with high risk of turn into AVC hotspots. In North America and Europe most of the ACV involve large ungulates that are closely linked to forested areas (Bruinderink & Hazebroek 1996, Romin & Bissonette 1996). For these reason, proportion and closeness to forest cover increase the probability of a road segment being an AVC hotspot (Puglisi *et al.* 1974, Bashore *et al.* 1985, Finder *et al.* 1999, Hubbard *et al.* 2000, Malo *et al.* 2004, Seiler 2005). As these species requires a matrix of good cover of forest or shrub with good feeding sources, high habitat diversity favors AVC occurrence (Malo *et al.* 2004, Gunson *et al.* 2009). Thus, AVC closely related to forest ecotones in such a way that as distance from them increases, the probability of occurrence and the total number of AVC decreases. If the relationship between number of AVC and the distance from forest cover to the road were not linear, the identification of critical distances at which the quantity of AVC reduces considerably could open new possibilities both in the previous design stage and in the mitigation measures implementation once the road is in operation. These critical distances could serve as conceptual basis during the planning and design to define corridors for the route with less probability of high rates of AVC. Moreover, if such breakpoints exist, they could be also used to make landscape management practices as habitat alteration or intercept feeding in the road surroundings in order to reduce AVC.

This critical distance is related to the threshold concept. A threshold can be described as a point at which a small change in the explanatory variable causes a considerable change in the response variable. The obtaining of thresholds has been generalized in recent years in ecological sciences and can have many applications in environmental management (Huggett 2005, Lindenmayer & Luck 2005, Groffman *et al.* 2006), habitat loss and fragmentation (Fahrig 2002, Homan *et al.* 2004, Lindenmayer *et al.* 2005, Swift & Hannon 2010), development of natural resource management policies and plans and restoration programs (Suding & Hobbs 2009, Samhuri *et al.* 2010). Within road ecology, a number of thresholds have been identified, i.e. decrease of amphibian species richness and the populations of several species in vernal pools near roads (Eigenbrod *et al.* (2009); within ungulates, red deer *Cervus elaphus* showed a non-linear response to increasing road density (Flair *et al.* 2008). Distance thresholds are related to the road effect zone but it is worth pointing out that they are conceptually different. The road effect zone is the asymmetric area over which the ecological impacts extend outward from a road (Forman & Deblinger 2000). Examples of this zone can be found in Reijnen *et al.* (1995, 1996), Karraker *et al.* (2007). But in addition to knowing its extent, it is also important to know what type of relationship determines this road-effect zone (Eigenbrod *et al.* 2009). Thus, the threshold distances are breakpoints within the road effect zone in which the intensity of the impact changes abruptly.



In this study we want to test the existence of thresholds in the relationship AVC-distance to a key habitat, the forest, at two spatial scales for three species of ungulates. At local scale we only considered the forest patches. To reduce wildlife-road conflicts, the multi-scale approach enables to take advantages of the wide range of measures available, from a wildlife passage location to spatial planning. Environmental impact assessments or mitigation measures at project scale operate at a local level. At regional level, strategic environmental assessments or road network planning are good tools. An adequate regional plan to mitigate AVC should start from regional planning but both scales of work are necessary.

V.6.2. Materials and Methods

Area of study

The following description of the regional landscapes is based on the Atlas of Spanish Landscapes (ASL) (2003) because we used this classification in threshold identification. In the ASL landscapes are classified in types of landscape which are the result of the particular relationships established throughout the time between local inhabitants and the territory, with an internal homogeneity and differentiated from the adjacent landscapes. These types are grouped in associations on the basis of its topographical configuration, its bioclimatic characteristics and its similarities in land use organization. According to this classification of the Spanish landscapes, in Castile and Leon region can be identified 29 landscapes types, grouped in 13 associations of landscapes types (*Figure 78*). In general terms, Castile and Leon region, located in the North Plateau, can be divided in a vast central area of flat topography and, surrounding this geomorphological unit, a series of mountainous areas of rough relief interspersed by small valleys and depressions. The central area, structured by Duero Valley, constitutes 60 % of the region and it is characterized by its homogeneous landscape. This low landscape diversity, with only six landscape types within more than 50,000 Km, is the result of the intense human activity. The mountainous periphery shows a higher landscape diversity, with 23 types of landscapes in about 40,000 Km. 10 of them are relative to the mountainous areas with predominance of forest, scrub and montane grasslands. The other 13 refer to intra-mountainous valleys, foothills, or peneplains. The heterogeneity of this periphery is a consequence of its geological diversity, with silicic and calcaric areas, and that belongs to two bioclimatic regions, Eurosiberian and Mediterranean, but also the human activity which has transformed the landscapes in quantitative and qualitative different ways. Landscape associations grouping these types of landscapes are listed in *Table 43*.



Figura 78. Location of the Castile and Leon region, situated in the north of Spain. The map in the right side shows the landscape association cartography included in the Atlas of Spanish Landscapes. The map key is: Northern mountain masses (M); Iberian mountain masses (M); Atlantic and Subatlantic mountain masses (M); Mediterranean and Continental mountain masses (M); Basins and depressions (DB); Peneplains and foothills (PF); Open country (OC); Banks and meadows (LW); Interior plains (IP); valleys (V), Moors and mesas (MO); Iberian moorlands (MR); Gorges, ravines and narrow passes (I). In the bottom left corner the map shows the spatial distribution of the forest patches (in black) in the region.

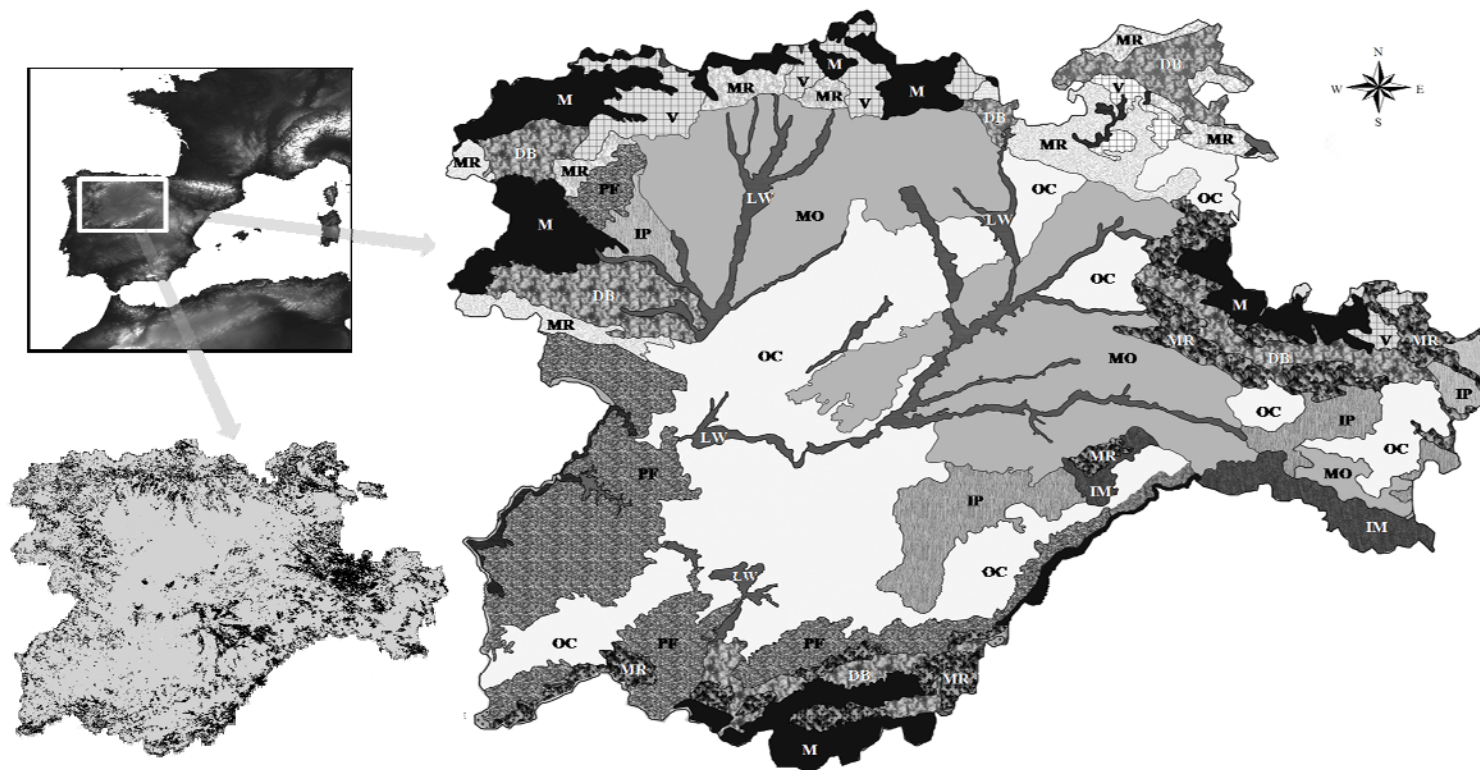




Tabla 43. Description of the road network and the landscape associations in the area of study. The main characteristics of the different types of roads in the Castile and Leon road network are described in the top. Landscape associations included in the Atlas of Spanish Landscapes is showed in the bottom of the table. These associations are classified according to their location in the mountainous periphery or in the central plateau.

Types of roads			
Type of road	Number of lanes	Traffic volume and speed	Fencing
Motorways	Minimum 4	High ()	X
National roads	2	High-medium ()	Rarely
Regional roads	2	Medium ()	Rarely
Secondary roads	2 (very heterogeneous)	Low ()	Rarely

Landscape Associations	Central Plateau	Mountainous periphery
Northern mountain masses		•
Iberian mountain masses		•
Atlantic and Subatlantic mountain masses		•
Mediterranean and Continental mountain masses		•
Basins and depressions		•
Peneplains and foothills		•
Open country	•	
Banks and meadows	•	
Interior plains	•	
Valleys		•
Moors and mesas	•	
Iberian moorlands	•	
Gorges, ravines and narrow passes		•

AVC Data collection

Animal-vehicle collisions used in the models were obtained from the traffic reports written by the traffic safety authorities, the Guardia Civil of Spain, from 2002 to 2008. Three were the species considered and the number of traffic reports included in this study was 17,429: wild boar *Sus scrofa* (8,122), roe deer *Capreolus capreolus* (7,880), and red deer *C. elaphus*



(1,427). The drivers require a traffic report to obtain the economic compensation for the damage from the insurance companies of the hunting clubs in private hunting preserves and from the regional government in case of accidents in protected areas. For this reason most of them call to the traffic safety authorities when suffer an accident with wildlife and that is why we believe that data coverage was nearly homogeneous among the road network of the region. The accuracy of the road-kills is ± 50 meters in the % of the road-kills (data are recorded in hectometers). Only for the % of reports the accuracy was ± 500 meters. This accuracy avoids misleading results which were exposed by Gunson *et al.* (2009).

Two scales of analysis

We investigated threshold presence at two different scales both local and regional. At local scale, we worked with the AVC as individual events. We measured AVC distance to the nearest forest patch. The cartography used to obtained forest data was the Spanish National Forest Map at scale 1:50000 in digital format. Although roads are one of the most conspicuous elements in landscapes they are not randomly distributed, but tend to be concentrated in certain landscape units, especially the main roads. Furthermore, the proportion of road length at a certain distance to one land use decreases with the own distance because of the presence of other close patches or units. For this reason, it is necessary to eliminate the possible bias that could lead to results not depending on AVC location but on road network distribution in relation to forest areas (or landscape associations at regional scale). One option could be the comparison between the AVC locations with a point distribution generated at random throughout the region. Another more precise approach would be the consideration of only those points sited on the closeness of AVC and that could also be potential AVC locations. With this second purpose, we made circular buffer zones around each AVC location and, in the road segments included within these buffer, we created random points located equally separated by a 100 meter distance. The distribution of these random points is used as indicative of the road network distribution in AVC location surroundings. Weighting the AVC distribution to this other random point distribution increases the confidence in that, in case of finding thresholds, these are actually result of distance to forest. We made this operation with two buffer sizes (radius of 1,000 and 5,000 meters). As traffic volume is other key factor in AVC occurrence, we also explored possible differences in distance threshold in relation to road with different average daily traffic volumes. For the regional analysis we followed a similar methodology. In this case, we used AVC hotspots as individual events. For each AVC hotspot we measured the distance to the nearest edge between landscape associations showed in ALS. In this sense we argue that landscape units are indirectly connected with the forest patches used at local scale. Some landscape associations, mainly in the

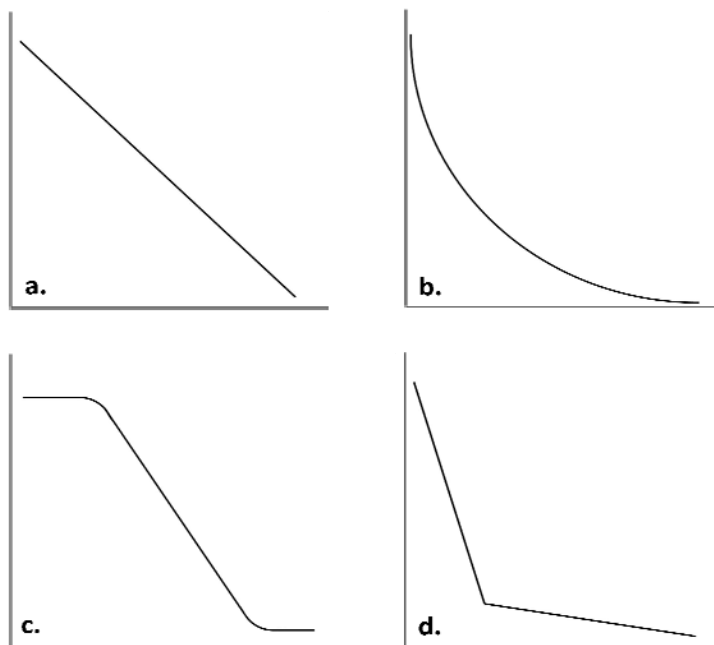


mountainous area, have a predominately forest inclination, meanwhile other adjacent associations can constitute feeding areas commonly used by ungulates. We hypothesized that these large “ecotones” between landscape associations are areas given to suffer high rates of AVC. AVC hotspots were defined with a network kernel density estimation using SANET version 4 (Okabe *et al.* 2006). The buffer radius used to obtain the random point distribution was 10,000 m. Software used was ArcGIS 9.3.

Thresholds detection

To detect distance thresholds we firstly explored the relationship between the number of AVC and distance to forest or landscape association edges. We confronted the data for the three ungulate species with different mathematical functions and the model that showed the best fit was selected. Qualitatively, the relationships between two variables can be linear (Figure 79a.) or non-linear (Figure 79b.-d.). Linear responses are always gradual but non-linear relationships can be either gradual (b.) or show abrupt changes where small changes in the explanatory variable led to a great change in the response of the dependent variable. In sigmoidal distributions (c.) is possible to identify two thresholds. In the concave-up piecewise (d.) commonly there is a unique threshold.

Figura 79. Types of different relationships between two variables: a. linear, b., c., sigmoidal d. non-linear with a threshold. Whereas the response in a. is linear, in the other three is not linear. Within these three non-linear relationships, b. is gradual whereas in c. and d. is possible to identify thresholds.





Several methods have been developed to obtain ecological thresholds (De'Ath & Fabricius 2000, Qian *et al.* 2003, Sonderegger *et al.* 2009, Baker and King 2010). We tested threshold presence using piecewise regressions analysis (PRA) (Toms & Lesperence 2003) which has been shown useful to distinguish between linear and nonlinear dynamics and to identify correctly the break point position (Ficetola & Denoël 2009). PRA improves model fit if different linear relationships can be identified between the response and the independent variable. PRA is based on the partitioning of the independent variable space in various sub-spaces in which one a segment is fitted. The boundaries between segments constitute the thresholds which have straight lines of different slopes at both sides. To estimate these thresholds and the slopes of the straight lines PRA procedure uses an iterative fitting process. In this process multiple thresholds and slopes are repeatedly tested until converge at the maximum likelihood estimate (Muggeo 2003). Because thresholds are previously unknown and it is necessary to provide a starting point to the iterative fitting process in the PRA, we used lowess smoothing function (smoothing parameter = 0.75) to explore the relationship between the variables. We only continued with the PRA procedure if we identified an obvious breakpoint in the lowess plots. This breakpoint was our starting point. This procedure also avoids problems related to PRA that tends to overestimate the actual existence of thresholds. For each species, we identified thresholds in the relationship between the number of AVC grouped in distance intervals and distance to forest or to landscape edges depending on the scale. We followed three steps: (1) we carried out linear regressions to check the actual existence of a linear relationship between the variables; (2) we used piecewise regressions to obtain thresholds using the starting points identified in the exploratory analysis. If the analysis of explanatory lowess plots suggested more than one threshold we checked this possibility. Furthermore, the iterative process might not converge for not strongly defined thresholds, and in these cases we made a systematic search for the starting point by means of 5% increments in the distance to the key habitats; (3) we obtained the most parsimonious model between linear regression and PRA using Akaike's information criterion including a correction for small sample size (AICc) which establish a tradeoff between the accuracy and the complexity of the model. Lower values of AIC indicate more parsimonious models (Burham & Anderson 2002). This criterion penalizes the inclusion of more parameters into the models as it is the case in segmented models. For that reason, lower values of AIC in the piecewise regression can be considered as a good evidence of the threshold existence. We used to test for thresholds the package Segmented version 0.2-7.1 (Muggeo 2004) available for the statistical software environment R (R Development Core Team 2008).



V.6.3. Results

Local thresholds

Considering the totality of AVC, AVC-index was lineally correlated with distance to forest at both local extents (1000 and 5000 m.) for the three species. As distance increase the number of AVC tend to diminish proportionally in relation to control point distribution. Nevertheless, the PRA-models with a threshold worked better than linear models. AICc values were lower for the three species at both local scales. According to the values of the evidence ratio -ER- (defined as the AICc weight of the listed model divided by the AIC weight of the best model), PRA-model for the roe deer obtained the biggest improvement in the adjustment. The ER value indicates that the PRA-model is nearly 30 million times more likely than the linear model. Although the value was lower for the wild boar (ER = 82,043.1), and for the red deer (ER = 274.5), the support for the existence of a threshold is very high (ER are referred to 5000 m. scale because the models worked better for that scale). Likewise, working with AVC grouped by TV intervals, we also obtained in many cases better adjustments with the models that included a threshold. For the roe deer we obtained an improvement in the adjustments with PRA-models for all TV intervals (except for <5000 veh./day interval at 1000 m. scale). The differences in slope were also significant for all of them. We found similar results for the wild boar with the exception of the AVC occurred in roads of >5000 veh./day at 5000 m. scale and <1000 veh./day at 1000 m. scale, in which linear models achieved more parsimonious approach. Moreover, although the AICc value was lower for the >5000 veh./day PRA-model at 1000 m. scale, we found no significant differences between the slope before and after the threshold. In the red deer the results at different TV were more unclear. At 5000 m. scale PRA-models obtained better adjustment with the exception of 1000-2500 veh./day interval. At 1000 m. scale only for <1000 veh./day PRA-models improved the adjustment. The rest of TV intervals either fitted better with the simple linear model or there was no relationship between the AVC-index and distance to forest.



Figura 80. Lowess plots representing the relationship between distance to forest and number of AVC grouped 50-meter width bands at local scale for the three species and for the different traffic volume intervals. The vertical straight lines indicate threshold values which are described in Table 44. The shaded zones show the standard error interval. All plots are referred to the 5000 m. scale because models are more parsimonious than the 1000 m. scale.

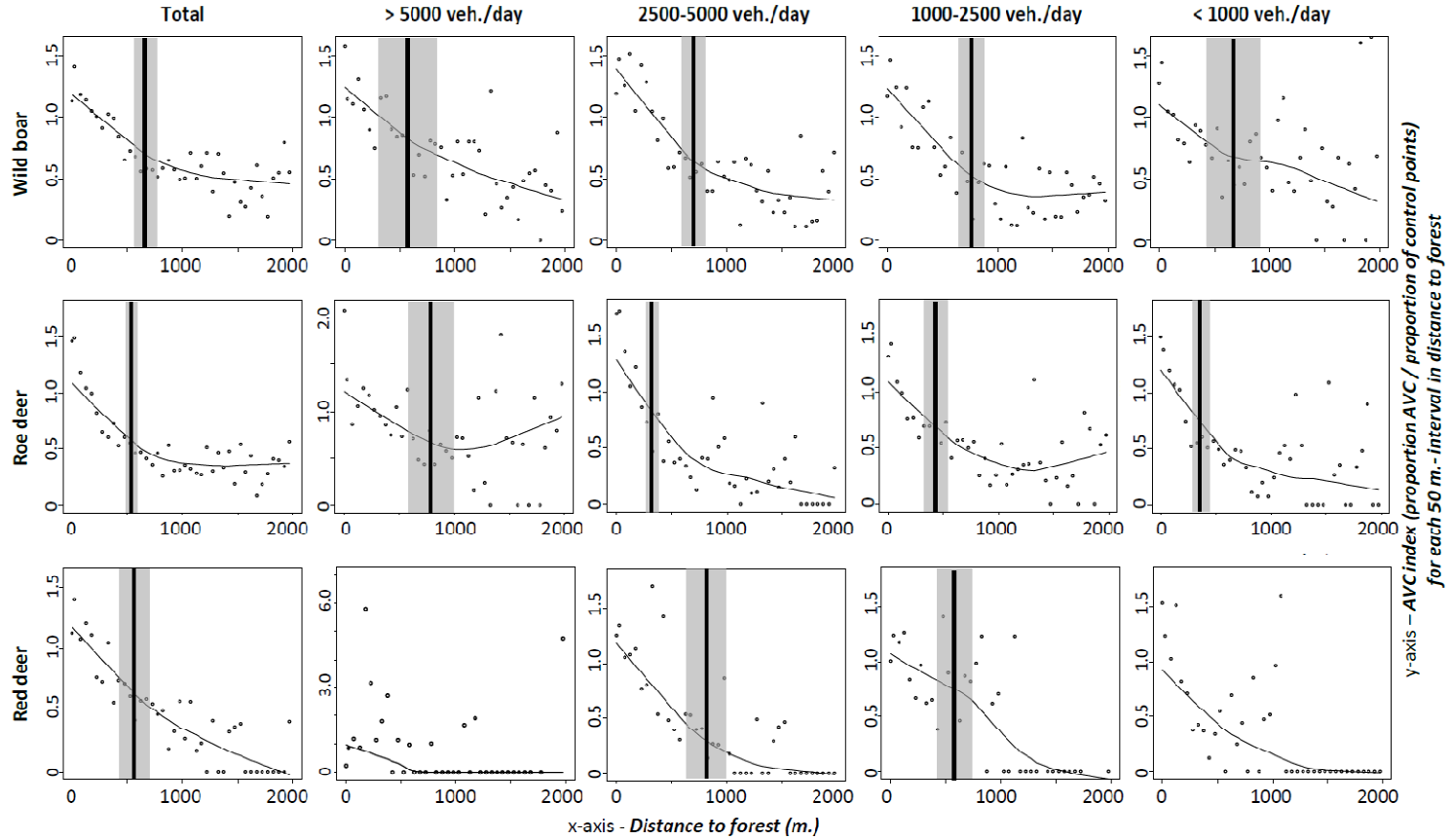




Tabla 44. Distance threshold values to forest for the three ungulate species and for the different traffic volume intervals at local scale (two buffer sizes - 1000m. and 5000 m. - considered). Slopes and AICc values for the linear and the PRA models are also showed. The lowest value represents the most parsimonious model (in bold). We considered that the evidence for a threshold was high when AICc was lower for the PRA model, and the straight line slope before the threshold and the difference between slopes were significant. The key for the statistical significance in the table is: “*” $p < 0,001$; “^o”: $p < 0.01$; “+”: $p < 0.05$.

		<i>Piecewise regression</i>				<i>Linear regression</i>		
<i>BUFFER 5000 m.</i>	Threshold	S. E.	Slope before threshold	Difference in slope	AICc	Slope	AICc	
Wild boar	Total	646.60	90.52	-1.073 ± 0.180*	-0.098 ± 0.066*	-42.85	-0.358 ± 0.048*	-20.22
	< 5000	574.21	258.74	-0.891 ± 0.392*	-0.253 ± 0.102	1.55	-0.420 ± 0.063*	2.88
	2500-5000	684.95	103.57	-1.362 ± 0.238*	-0.142 ± 0.102*	-11.30	-0.498 ± 0.066*	6.88
	1000-2500	732.56	117.47	-1.073 ± 0.216*	-0.006 ± 0.109*	-10.94	-0.414 ± 0.066*	6.05
	>1000	643.15	210.95	-1.046 ± 0.477*	0.061 ± 0.175 ^o	37.2	-0.186 ± 0.098	38.85
Roe deer	Total	525.08	46.49	-1.803 ± 0.209*	-0.041 ± 0.055*	-49.84	-0.375 ± 0.060*	-1.68
	< 5000	758.33	193.15	-1.202 ± 0.440*	0.143 ± 0.223 ^o	47.35	-0.279 ± 0.114 ^o	51.56
	2500-5000	386.42	58.76	-3.021 ± 0.590*	-0.230 ± 0.085*	-1.51	-0.550 ± 0.083*	25.14
	1000-2500	436.9	96	-1.813 ± 0.523*	-0.085 ± 0.093*	2.15	-0.328 ± 0.073*	14.65
	>1000	378.81	77.21	-2.651 ± 0.720*	-0.107 ± 0.103*	14.79	-0.389 ± 0.088*	29.98
Red deer	Total	541.36	124.76	-1.265 ± 0.280*	-0.367 ± 0.073*	-26.07	-0.571 ± 0.051*	-14.84
	< 5000	1758.47	49.7	-1.165 ± 0.364*	23.750 ± 7.664*	116.7	-	-
	2500-5000	817.88	171.64	-1.233 ± 0.261*	-0.257 ± 0.154*	11.92	-0.632 ± 0.077*	19.1
	1000-2500	-	-	-	-	-	-0.698 ± 0.099*	24.81
	>1000	274.91	80.14	-3.591 ± 1.303*	0.326 ± 0.114*	30.52	-0.538 ± 0.097*	38.56
<i>BUFFER 1000 m.</i>	Threshold	S. E.	Slope before threshold	Difference in slope	AICc	Slope	AICc	
Wild boar	Total	688.89	125.6	-0.833 ± 0.179*	-0.073 ± 0.077*	-34.50	-0.297 ± 0.047*	-22.03
	< 5000	798.15	281.56	-0.809 ± 0.225*	-0.301 ± 0.133	-0.15	-0.416 ± 0.061*	-0.12
	2500-5000	767.67	148.23	-1.094 ± 0.274*	0.003 ± 0.139*	8.38	-0.380 ± 0.076*	18.41
	1000-2500	805.89	141.42	-0.855 ± 0.228*	0.174 ± 0.135*	0.93	-0.213 ± 0.071 ⁺	12.15
	>1000	-	-	-	-	-	-	-
Roe deer	Total	390.55	55.96	-1.854 ± 0.356*	-0.070 ± 0.051*	-43.07	-0.278 ± 0.052*	-13.34
	< 5000	711.85	249.37	-0.944 ± 0.569	0.387 ± 0.288*	68.33	-	-
	2500-5000	398.88	90.88	-2.364 ± 0.686*	-0.203 ± 0.098*	10.73	-0.464 ± 0.082*	24.06
	1000-2500	546.71	157.82	-1.071 ± 0.379*	-0.099 ± 0.099*	-1.05	-0.296 ± 0.064*	4.21
	>1000	332.22	119.19	-2.320 ± 1.130 ^o	-0.071 ± 0.129 ^o	36.41	-0.272 ± 0.010 ⁺	40.22



Red deer	Total	1220.01	303.06	-0.683 ± 0.160*	-0.085 ± 0.311*	19.65	-0.489 ± 0.077*	19.12
	< 5000	-	-	-	-	-	-1.139 ± 0.340 [†]	99.81
	2500-5000	-	-	-	-	-	-0.633 ± 0.107*	28.28
	1000-2500	-	-	-	-	-	-	-
	>1000	1552.69	990.27	-0.627 ± 0.181*	0.000 ± 1.914	37.81	-0.574 ± 0.143*	34.17

Model performance was better for 5000 m. scale. The AICc values were lower either for AVC grouped by traffic volume intervals or considering all AVC together for each species (paired-samples t-test: $t = -4.656$; d.f. = 24; $p < 0.001$). Among the significant models we only obtained lower AICc values at 1000 m. scale for the wild boar and the red deer in roads with more than 5000 veh./day and for the roe deer at traffic volumes between 1000 and 2500 veh./day.

Comparing the three species, the threshold was located more distant to the forest in case of the wild boar (646.60 ± 90.52 m.) than in roe deer (525.08 ± 46.49 m.) and red deer (541.36 ± 124.76 m.). The precision of the threshold can be assessed by their standard error. Furthermore, the percentage of AVC that occurs at a lower distance than the threshold was higher for both cervids, roe deer (92.38 %) and red deer (94.13 %), than the wild boar (86.76 %) (Table 45). The slope of the regression line was slightly higher in the roe deer (-1.803 ± 0.209) than in the wild boar (-1.073 ± 0.180) or the red deer (-1.265 ± 0.280).

Within each species there were no clear patterns of variation in distance to forest threshold throughout the different TV intervals. In nearly all cases the threshold distance increased as TV decreased from 2500-5000 veh./day to 1000-2500 veh./day. Results for high and low TV (>5000 and <1000 veh./day) varied among species and between scales, probably as a consequence of the small sample sizes. Nevertheless, the percentage of AVC occurred at lower distance than the threshold increased as TV decreased for the three species at both scales. The exception were the <1000 veh./day roads which showed lower AVC concentrations in this band than those obtained for the TV interval immediately higher.



Tabla 45. Percentage of AVC occurred in the band between the threshold and the closer forest patch for the three ungulate species at the different traffic volume intervals for both scales.

	5000 m. scale			1000 m. scale		
	Wild boar	Roe deer	Red deer	Wild boar	Roe deer	Red deer
Total	86,76	92,38	94,13	87,71	88,62	94,13
<5000	69,08	84,77	-	74,07	-	-
2500-5000	88,51	88,94	97,38	90,32	89,92	-
1000-2500	94,43	92,04	-	94,61	94,24	-
> 1000	89,40	90,33	90,72	-	88,72	90,72

Landscape thresholds

The AVC-hotspot index and the distance to a landscape association edge were significantly correlated for the wild boar (975.95 ± 531.57 m.). On the contrary, we found no relationship for the roe deer and the red deer (Figure 81 and Table 46). Furthermore, we obtained better adjustment with that PRA-model with a threshold than with the model that assumes a linear relationship (ER = 1.11). AICc was lower for the PRA-model (41.48) and the difference between slopes was significant.

Figura 81. Lowess plots representing the relationship between distance to landscape association and number of AVC grouped 500-meter width bands at regional scale for the three species. The vertical straight lines indicate threshold values which are described in Table 4. The shaded zones show the standard error interval.

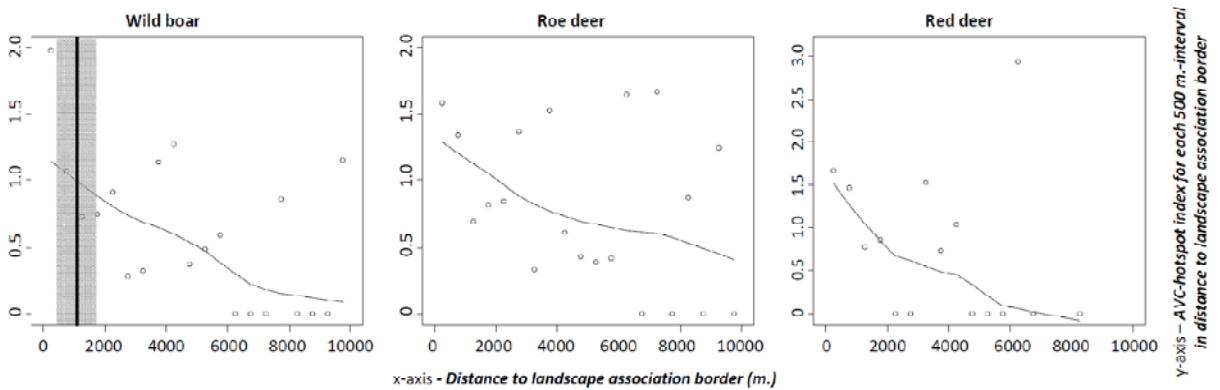




Tabla 46. Distance threshold values to landscape association edges for the three ungulate species at regional scale. Slopes and AICc values for the linear and the PRA models are also showed. The lowest value represents the most parsimonious model. We considered that the evidence for a threshold was high when AICc was lower for the PRA model, and the straight line slope before the threshold and the difference between slopes were significant. The key for the statistical significance in the table is: “**” $p < 0,001$; “^o”: $p < 0.01$; “⁺”: $p < 0.05$.

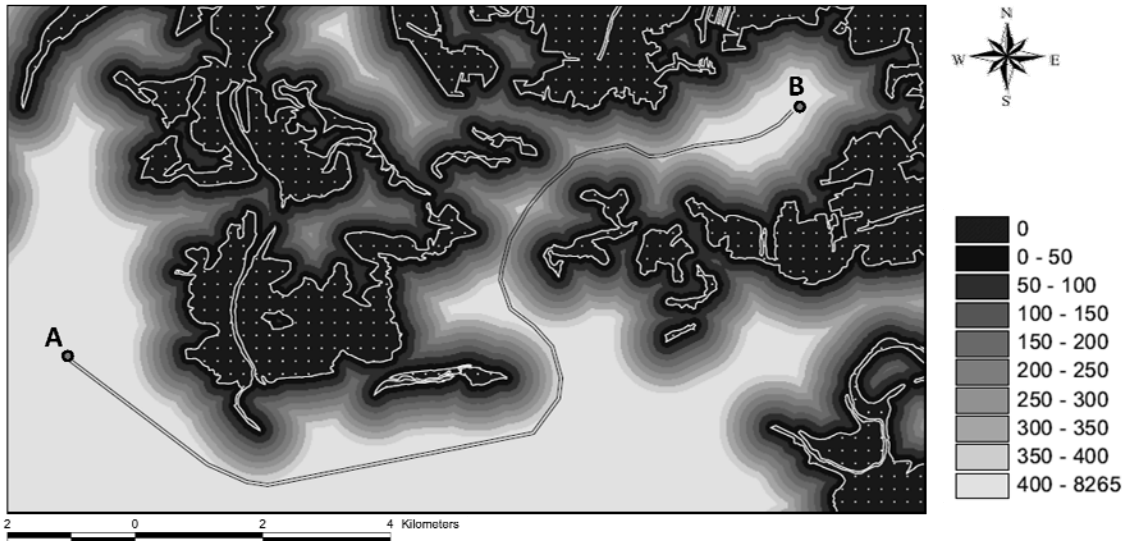
	Piecewise regression				Linear regression		
	Threshold	S. E.	Slope before threshold	Difference in slope	AICc	Slope	AICc
Wild boar	975.95	531.57	-1.073 ± 0.180*	-0.098 ± 0.066 ⁺	41.48	-0.073 ± 0.048 ⁺	41.69
Roe deer	-	-	-	-	-	-	-
Red deer	-	-	-	-	-	-	-

V.6.4. Discussion

One of the useful approaches in decision-making is the definition of reference points that could guide management and mitigation actions. In this sense, distance thresholds can be these reference which guide road managers and planners during the selection of alternatives in order to minimize the number of AVC. We encourage the incorporation of AVC reduction criteria since the early stages of planning and design for the new roads and the upgrade of the existing ones. Intuitively, AVC would be reduced if roads avoided certain landscape features positively selected by the species involved (Roger & Ramp 2009). In case of ungulates, several studies have suggested that ecotones are high-quality habitats with higher utilization rates (Tufto *et al.* 1996, Lamberti *et al.* 2006) and also higher population densities (Hemami *et al.* 2005). For this reason, knowing the type of relationship between AVC and ecotones would enable to improve the route selection during the road design. The goal is to have a criterion based on distance thresholds to select the corridor of lowest probability of undergoing high rates of AVC (Figure 82). Moreover, these distance thresholds can be also used to locate mitigation measures as fencing or wildlife passes in existing roads.



Figura 82. An example of the use of distance thresholds to select during the road design the corridor of lowest probability of undergoing high rates of AVC between A and B. More intense gray indicates greater number of AVC. Forest patches are represented by a dotted plot. The map has been design to reduce AVC with roe deer according to the results showed in table 44. We have not considered other possibilities as deforestation to design a straighter route. Although the final decision depends on the mixture of economical and environmental criteria, these distance thresholds should be taken into account. The same procedure is valid at regional scale with the landscape associations during the road network planning.



In this study, we found distance thresholds to forested areas for the three ungulate species at local scale. At regional scale, although AVC-hotspot index was generally higher for the three species in the closeness of landscape association ecotones, we obtained a distance threshold only for wild boar. This could be explained by a higher proportion of roe deer and red deer AVC-hotspots not linked to landscape ecotones but located in the interior of the landscape associations with mainly forested land uses in the mountainous periphery of the region. Meanwhile, wild boars are more frequently involved in AVC in the landscape ecotones. This fact explains the more abrupt change in the slopes and, therefore, the existence of a threshold. Estimates of the breakpoints are also affected by sample size, but unlike explained deviance, their precision can easily be assessed by their standard error.

We acknowledge that the way in which we grouped the AVC in 50-meter bands in relation to distance to forest or 500-meter band in relation to distance to landscape association ecotones do not allow the incorporation of the effect of spatial autocorrelation. Positive spatial auto-correlation may violate the independency of each observation, which can lead



to biases in the results (Legendre 1993, Carvalho & Mira 2011). Furthermore, other variables as can be related to AVC occurrence () and, locally, can modify the distance thresholds and even the own existence of a threshold. In this sense, we gave priority to the simplicity and the usefulness. With this aim we preferred to obtain an average value which could be used as an intuitive reference by road managers. Thus, distance thresholds to key landscape units related to AVC occurrence could serve as guidelines in a similar way than the openness indices to the design wildlife crossing structures (Clevenger & Waltho 2005).

The band between the key habitat and the road can be considered as a kind of buffer area aimed to reduce the impact caused by the anthropogenic disturbance. The use of buffer areas with conservation aims has been widely proposed (i.e. see: Rodgers & Schwikert 2002, Roe & Georges 2007). In the case of AVC, this buffer band could reduce the total number. Furthermore, if it was implemented during the planning stage could save investments in other kind of mitigation measures. Future research should be focus in the influence of the nature of this band in the value of the distance threshold. In many occasions, AVC occur because the roads cut the displacements between refuge and feeding areas. These multi-habitat species are forced to cross the road from their refugees when their nutritional requirements are not satisfied at that same side of the road. The quantity of feeding resources depends on the effective area of the buffer band between the road and the forest that these ungulates can exploit. For this reason, we hypothesize that, for a certain ungulate density and a certain TV, the distance threshold should be more close to the forest where the land between the road and the forest corresponds with grasslands, pasturelands or other elements that could serve as feeding areas.

Nevertheless, economical and engineering facts or the own increase of the road network makes difficult to implement always the corridor with minimum impact in high-density roaded landscapes. In developing countries, where an important part of their road networks is still in process of being expanded and upgraded, this planning process should be easier. Moreover, road planning and design stages should include in route selection other environmental criteria [good reviews about the ecological impacts of roads can be found in Forman & Alexander (1998), Trombulak & Frissell (2001), Forman *et al.* (2003) and Fahrig & Rytwinski (2009)] and consider other distances related to the road-effect zone obtained in other studies: invertebrates (Haskell 2000), freshwater turtles (Boarman & Sazaki 2006) amphibians (Eigenbrod *et al.* 2009), or birds (Reijnen *et al.* 1995, Reijnen *et al.* 1996). In this sense, species with high avoidance to both noise and road surface seem to be more vulnerable to road impacts than those with high car avoidance only (Jaeger *et al.* 2005). Large ungulates tend to avoid road closeness (Nellemann *et al.* 2001, Gagnon *et al.* 2007). Nevertheless, certain landscapes elements - i.e. salt pools (Laurian *et al.* 2008,



Grosman *et al.* 2009), vegetation for foraging (Rea 2003) - or behaviors aimed to avoid predators – i.e. see <http://www.nature.com/news/2007/071011/full/news.2007.155.html> - can attract them near to roads increasing AVC occurrence probabilities.

Acknowledgements

The traffic reports used in this research were contributed by the Traffic Subsectors of the Provincial Commands of the “Guardia Civil”, the Department of Public Works and the Department of Environment which belong to the “Junta de Castilla y León” (especial thanks to Mr. Fernando Benito), the Provincial Headquarters and the Traffic Safety Observatory both of them belonging to “Dirección General de Tráfico” (especial thanks to Mr. Luis Balasch and to Mr. Fernando Domínguez). This research has been supported by a pre-doctoral scholarship from the “Junta de Castilla y León” (Spain).

V.6.5. Bibliography

Atlas de los Paisajes de España. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 2003. 683 pp

Baker, M. E., King R. S. (2010). A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. *Methods in Ecology & Evolution* 1: 25-37.

Bashore, T. L., Tzilkowski, W. M., Bellis, E. D. (1985). Analysis of deer–vehicle collision sites in Pennsylvania. *Journal of Wildlife Management* 49: 769-774.

Beckmann, J. P., Clevenger, A. P., Huijser, M. P., Hilty, J. A. (2010). Safe passages: highways, wildlife, and habitat connectivity. Island Press, Washington, D.C., USA.

Boarman, W. I., Sazaki, M. (2006). A highway’s road-effect zone for desert tortoises (*Gopherus agassizii*). *Journal of Arid Environments* 65: 94-101.

Bruinderink, G.W.T.A., Hazebroek, E. (1996). Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology* 10: 1059–1067.

Burnham, K. P., Anderson, D. R. (2002). Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer-Verlag, New York, USA. 488 pp.

Carvalho, F., Mira, A. (2011). 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.

Clevenger, A. P., Waltho, N. (2005). Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biological Conservation* 121: 453-464.

Clevenger, A. P., Huijser, M. P. (2011). Wildlife crossing structure handbook, design and evaluation in North America, Publication No. FHWA-CFL/TD-11-003



- De'Ath, G., Fabricius, K. E. (2000). Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology* 81: 3178-3192.
- Eigenbrod, F., Hecnar, S. J., Fahrig, L. (2009). Quantifying the road-effect zone: threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada. *Ecology & Society* 14: 24.
- Fahrig, L. (2002). Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications* 12: 346-353.
- Fahrig, L., Rytwinski, T. (2009). Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology & Society* 14: 21. On-line en: <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art21/>
- Ficetola, G. F., Denoël, M. (2009). Ecological thresholds: an assessment of methods to identify abrupt changes in species-habitat relationships. *Ecography* 32: 1075-1084.
- Finder, R. A., Roseberry, J. L., Woolf, A. (1999). Site and landscape conditions at white-tailed deer/vehicle collision locations in Illinois. *Landscape and Urban Planning* 44: 77-85.
- Forman, R. T. T., Alexander, L. E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 29: 207-231.
- Forman, R. T. T., Deblinger, R. D. (2000). The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. *Conservation Biology* 14: 36-46.
- Forman, R. T. T., Sperling, D., Bissonette, J. A., Clevenger, A. P., Cutshall, C. D., Dale, V. H., Fahrig, L., France, R., Goldman, C. R., Heanue, K., Jones, J. A., Swanson, F. J., Turrentine, T., Winter, T. C. (2003). Road ecology: science and solutions. Island Press, Washington, D.C. 481 pp.
- Frair, J. L., Merrill, E. H., Beyer, H. L., Morales, J. M. (2008). Thresholds in landscape connectivity and mortality risks in response to growing road networks. *Journal of Applied Ecology* 45: 1504-1513.
- Gagnon, J., Schweinsburg, R. E., Dodd, N. L. (2007). Effects of roadway traffic on wild ungulates: a review of the literature and case study of elk in Arizona. In: Irwin, C. L., Nelson, D., McDermott, K. P. (eds.): Proceedings of the 2007 International Conference on Ecology and Transportation. Raleigh, NC: Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University. pp. 449-458.
- Groffman, P. M., Baron, J. S., Blett, T., Gold, A. J., Goodman, I., Gunderson, L. H., Levinson, B. M., Palmer, M. A., Paerl, H. W., Peterson, G. D., Poff, N. L., Rejeski, D. W., Reynolds, J. F., Turner, M. G., Weathers, K. C., Wiens, J. (2006). Ecological thresholds: the key to successful environmental management or an important concept with no practical application? *Ecosystems* 9: 1-13.
- Grosman, P. D., Jaeger, J. A. G., Biron, P. M., Dussault, C., Ouellet, J. P. (2009). Reducing moose-vehicle collisions through salt pool removal and displacement: an agent-based modeling approach. *Ecology and Society* 14: 17. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art17/>
- Gunson, K. E., Clevenger, A. P., Ford, A. T., Bissonette, J. A., Hardy, A. (2009). A comparison of data sets varying in spatial accuracy used to predict the locations of wildlife-vehicle collisions. *Environmental Management* 44: 268-277.
- Gunson, K. E., Mountrakis, G., Quackenbush, L. J. (2011). Spatial wildlife-vehicle collision models: A review of current work and its application to transportation mitigation projects. *Journal of Environmental Management* 92: 1074-82.
- Haskell, D. G. (2000). Effects of forest roads on macroinvertebrate soil fauna of the Southern Appalachian Mountains. *Conservation Biology* 14: 57-63.



Hemami M-R, Watkinson AR, Dolman PM (2005). Population densities and habitat associations of introduced muntjac *Muntiacus reevesi* and native roe deer *Capreolus capreolus* in a lowland pine forest. *Forest Ecology & Management* 215: 224-238.

Homan, R. N., Windmiller, B. S., Reed, J. M. (2004). Critical thresholds associated with habitat loss for two vernal pool-breeding amphibians. *Ecological Applications* 14: 1547-1553.

Hubbard, M. W., Danielson, B. J., Schmitz, R. A. (2000). Factors influencing the location of deer-vehicle accidents in Iowa. *Journal of Wildlife Management* 64: 707-713.

Huggett, A. J. (2005). The concept and utility of 'ecological thresholds' in biodiversity conservation. *Biological Conservation* 124: 301-310.

Huijser, M. P., McGowen, P., Fuller, J., Hardy, A., Kociolek, A., Clevenger, A. P., Smith, D., Ament, R. (2007). Wildlife-vehicle collision reduction study. Report to Congress. U.S. Department of Transportation, Federal Highway Administration, Washington D.C.

luell, B., Bekker, H., Cuperus, R., Dufek, J., Fry, G. L., Hicks, C., Hlavac, V., Keller, J., Le Marie Wandall, B., Rosell, C., Sangwine, T., Torslov, N. (eds.) (2003). Prepared by COST 341 - Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering division.

Jaeger, J. A. G., Bowman, J., Brennan, J., Fahrig, L., Bert, D., Bouchard, J., Charbonneau, N., Frank, K., Gruber, B., von Toschanowitz, K. T. (2005). Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling* 185: 329-348.

Lamberti, P., Mauri, L., Merli, E., Dusi, S., Apollonio, M. (2006). Use of space and habitat selection by roe deer *Capreolus capreolus* in a Mediterranean coastal area: how does woods landscape affect home range? *Journal of Ethology* 24: 181-188

Laurian, C., Dussault, C., Ouellet, J. P., Courtois, R., Poulin, M., Breton, L. (2008). Behavioral adaptations of moose to roadside salt pools. *Journal of Wildlife Management* 72:1094-1100.

Legendre, P. (1993). Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* 74: 1659-1673.

Lindenmayer, D. B., Luck G. W. (2005). Synthesis: thresholds in conservation and management. *Biological Conservation* 124: 351-354.

Lindenmayer, D., Fischer, B. J., Cunningham, R. B. (2005). Native vegetation cover thresholds associated with species responses. *Biological Conservation* 124: 311-316.

Karraker, N. E., Gibbs, J. P., Vonesh, J. R. (2008). Impacts of road de-icing salt on the demography of vernal pool-breeding amphibians. *Ecological Applications* 18: 724-734.

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

Muggeo, V. M. R. (2003). Estimating regression models with unknown break-points. *Statistics in Medicine* 22: 3055-3071.

Muggeo, V. M. R. (2004). Segmented: segmented relationships in regression models. R package version 0.1-4. Available online at: <http://www.R-project.org>.

Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhoy, P., Strand, O. (2001). Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. *Biological Conservation* 101: 351-360.

Okabe, A., Okunuki, K., Shiode, S. (2006). SANET: A toolbox for spatial analysis on a network. *Journal of Geographical Analysis* 38: 57-66.



- Puglisi, M. J., Lindzey, J. S., Bellis, E. D. (1974). Factors associated with highway mortality of white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management* 38: 799-807.
- Qian, S. S., King, R. S., Richardson, C. J. (2003). Two methods for the detection of environmental thresholds. *Ecological Modelling* 166: 87-97.
- R Development Core Team (2008). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available online at: <http://www.R-project.org>
- Rea, R. V. (2003). Modifying roadside vegetation management practices to reduce vehicular collisions with moose *Alces alces*. *Wildlife Biology* 9: 81-91.
- Reijnen, R., Foppen, R., Ter Braak, C., Thissen, J. (1995). The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. 3. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology* 32: 187-202.
- Reijnen, R., Foppen, R., Meeuwsen, H. (1996). The effects of car traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grass lands. *Biological Conservation* 75: 255-260.
- Rodgers Jr, J. A., Schwikert, S. T. (2002). Buffer-zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard-powered boats. *Conservation Biology* 16: 216-224.
- Roe, J. H., Georges, A. (2007). Heterogenous wetland complexes, buffer zones, and travel corridors: landscape management for Freshwater reptiles. *Biological Conservation* 135: 67-76.
- Roger, E., Ramp, D. (2009). Incorporating habitat use in models of fauna fatalities on roads. *Diversity and Distributions* 15: 222-231.
- Romin, L. A., Bissonette, J. A. (1996). Deer-vehicle collisions: status of state monitoring activities and mitigation efforts. *Wildlife Society Bulletin* 24: 276-283.
- Samhouri, J. F., Levin, P. S., Ainsworth, C. H. (2010). Ainsworth identifying thresholds for ecosystem based management. *PLoS-One* 5: e8907.
- Seiler, A. (2005). Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology* 42: 371-382.
- Sonderegger, D. L., Wang, H., Clements, W. H., Noon, B. R. (2009). Using SiZer to detect thresholds in ecological data. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7: 190-195.
- Suding, K. N., Hobbs, R. J. (2009). Threshold models in restoration and conservation: a developing framework. *Trends in Ecology & Evolution* 24: 271-279.
- Swift, T. L., Hannon, S. J. (2010). Critical thresholds associated with habitat loss: a review of the concepts, evidence, and applications. *Biological Reviews* 85: 35-53.
- Toms, J.D., Lesperence, M. L. (2003). Piecewise regression: a tool for identifying ecological thresholds. *Ecology* 84: 2034-2041.
- Trombulak, S. C., Frissell, C. A. (2001). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14: 18-30.
- Tufto, J., Andersen, R., Linnell, J. (1996). Habitat use and ecological correlates of home range size in a small cervid: the roe deer. *Journal of Animal Ecology* 65: 715-724.





Resultados 7

*Vivir no es sólo existir,
sino existir y crear,
saber gozar y sufrir
y no dormir sin soñar.*

Gregorio Marañón

***Factores involucrados en la cuantía de los daños causados por las
colisiones de vehículos con fauna silvestre:
mapas de predicción de potenciales pérdidas económicas***

***Factors involved in the amount of economic damages in wildlife-vehicle
collisions: forecast maps of potential economical damages***



F

actors involved in the amount of economic damages in wildlife-vehicle collisions: forecast maps of potential economical damages

Colino-Rabanal, V.J., Peris, S.J., Lizana, M.

¹Section of Zoology. *Department of Animal Biology, Parasitology, Ecology, Soil Science and Agrochemistry.* University of Salamanca. Campus Miguel de Unamuno. 37071 Salamanca, Spain.

Resumen

[El número creciente de colisiones animal-vehículo (AVC) a nivel mundial en las últimas décadas ocasiona anualmente importantes pérdidas económicas como consecuencia de los importantes daños materiales y humanos que ocasiona. Para reducir tanto el número como la gravedad de las AVC se han propuesto diversas medidas mitigadoras. Siguiendo un criterio económico, las decisiones durante el proceso de selección podrían tomarse en base a un criterio más sólido si supiéramos cuáles son las variables relacionadas con el montante de los daños causados por las AVC. Con este objetivo empleamos partes de accidente localizados en el NO de España entre el 2004 y 2009 y que fueron cedidos por una compañía de seguros. Las pérdidas económicas variaron con la especie, el tipo de vehículo implicado y las características de la carretera donde han tenido lugar. Las AVC con jabalíes como protagonistas y donde el vehículo siniestrado es una motocicleta presentaron un mayor costo medio. Este costo medio también fue mayor para carreteras de alta capacidad. Empleamos modelos generalizados aditivos (GAMs) para modelar la distribución espacial de las pérdidas económicas medias causadas por las AVC. La velocidad fue la principal variable explicativa en todos los GAMs. Los resultados de los GAMs permiten la incorporación de la dimensión espacial a los análisis coste-beneficio y la creación de mapas de predicción de daños económicos potenciales en base a los cuales establecer una jerarquización en las actuaciones de mitigación.

Palabras clave: *colisiones vehículo-animal, daños económicos, mapas de predicción, velocidad*]



Abstract

The increasing number of animal-vehicle collisions (AVC) throughout the world in recent decades has caused substantial economic losses due to material and human damages. To reduce the number and seriousness of AVC, several mitigation measures have been proposed. Following economic criteria, the decision making in measure selection can be improved knowing the main variables affecting the economic amount of AVC damages. For this purpose we analyzed reports from an insurance company of AVC which occurred in NW Spain between 2004 and 2009. Economic losses varied with the species, the type of vehicle and the type of road. AVC with wild boars and with motorcycles involved had higher average costs and a higher proportion of personal damages. Costs also tended to be higher on the main roads. We used generalized additive models (GAMs) to model the spatial distribution of the AVC economic costs. Speed was the main explanatory variable in all GAMs. This knowledge enables the incorporation of the spatial dimension to cost-benefit analysis and the creation of forecast maps of potential economic damages on which to base a hierarchy in the actions.

Keywords: *animal-vehicle collision, economical damages, forecast maps, speed.*

V.7.1. Introduction

Animal vehicle-collision (AVC) is an increasing traffic safety problem around the world. Regardless of the ecological considerations (see i. e. Trombulak & Frisell 2000, Forman *et al.* 2003, Fahrig & Rytwinski 2009), road-kills are of growing economic concern. Large-size herbivores are mainly responsible for most of the AVC with human injuries and economic damages. White-tailed deer *Odocoileus virginianus*, mule deer *Odocoileus hemionus*, red deer *Cervus elaphus* and moose *Alces alces* are the main species involved in AVC in North-America (Bissonette *et al.* 2008). In Europe they are the roe deer *Capreolus capreolus*, wild boar *Sus scrofa*, reindeer *Rangifer tarandus*, fallow deer *Dama dama* as well as red deer and moose (Bruinderink & Hazebroek 1996). In Japan the sika deer *Cervus nippon* (Saeki *et al.* 2004) is mainly responsible. Apart from ungulates, other species are commonly involved in AVC in other areas of the world: kangaroos in Australia (Abu-Zidan *et al.* 2002, Lee *et al.* 2004, Klocker *et al.* 2006), or camels (Bashir & Abu-Zidan 2002). Although less numerous, AVC with large-size carnivores – ursids, canids, and felids – can cause considerable damages.

Due to the growing automobile fleet and travel demands, the upgrading and building of new and better roads and the increase in population of the species more likely to be involved in AVC in certain regions, the number of AVC has increased continuously in the



last decades. More than 538,000 deer were estimated to be killed by vehicles in the United States in 1991 (Romin & Bissonette 1996). Conover *et al.* (1995) estimated that 726,000 deer-vehicle accidents occur annually in the U.S. More recently, Huisjer *et al.* (2007) pointed out that U.S. crash databases estimated at 300,000 AVC per year, but warned that this number probably was under-estimated because these data did not include accidents with less than \$1,000 in property damages and not all departments of transportation collected detailed information. In Canada, the AVC in 2000 were over 30,000 but this number also includes domestic animals. Annual evolution showed growth trends. Canadian dataset had similar limitations to those of the U.S.A. (L-P Tardif & Associates Inc., 2003). In Western Europe, excluding Russia, the number has been estimated at about 507,000 (Bruinderink & Hazebroek 1996), Sweden (4,000 moose and 50,000 roe deer), Germany (6,900 wild boar) and Austria (35,000 roe deer) among the countries with data. All these estimations should be considered as conservative since they only reflect the number of AVC reported, but a number of them remain unreported.

The proportion of AVC resulting in human injuries is lower than that for other types of road accidents and depends on which species are present in the study area. For example, in the U.S.A. although AVC represent about 5% of all road accidents, they only account for 0.5% of fatalities (Huisjer *et al.* 2007). Conover *et al.* (1995) estimated that AVC caused 29,000 human injuries and 211 fatalities annually. Both Conn *et al.* (2004) for the period 2001–2002 and Huisjer *et al.* (2007) obtained similar estimations of the human injuries reported per year, about 26,000 injured and 200 fatalities per year. In Canada the number of AVC with injuries was about 1,900 and 23 with fatalities in 2000 (L-P Tardif & Associates Inc. 2003). Results for Europe are quite similar to those of the U.S.A., with an average of about 30,000 injuries and 300 fatalities (Bruinderink & Hazelbroek 1996). In the Spanish road network, the road safety authority the “Dirección General de Tráfico - DGT” (2004) reported 4027 AVC for a one-year period (2003-2004) mainly caused by wild boar and roe deer. Only 1.9% of the cases resulted in human injuries.

Costs associated with AVC not only include damage to vehicles, but also economic compensations due to human fatalities and injuries and the loss of the animal itself. Hansen (1983) found an average cost per deer-vehicle collision of \$648. Bissonette *et al.* (2008) estimated it at \$3,470. Huisjer *et al.* (2009) estimated an average cost of \$6,617 for deer, \$17,483 for elk, and \$30,760 for moose. Costs included vehicle repair, human fatalities and injuries, accident attendance, carcass removal and hunting value. More of the AVC costs are associated with human fatalities and injuries rather than property damages. Both Conover *et al.* (1995) for the U.S.A. and Bruinderink & Hazelbroek (1996) for Europe estimated total costs caused by AVC at \$1 billion. Danielson & Hubbard (1998) and Sudharsan (2006b) doubled the annual economic losses in the U.S.A., reaching higher than \$2 billion. In Canada the losses were estimated at \$200 million Cnd. (L-P Tardif & Associates



Inc. 2003). The estimated costs can vary depending on the approach used to calculate hunting value (Schwabe & Schuhmann 2002).

Road planners and designers, environmental managers, wildlife agencies and departments of transportation have become aware of the magnitude of the problem (Sullivan & Messmer 2003) and AVC management plans have been proposed in a number of countries. Several measures have been proposed –modifying animal behavior, modifying driver behavior, road construction and planning design. All of them have different costs and efficacy, therefore it is necessary to develop new methods to select the best mitigation measures for each situation (Putman 1997). The economic assessment of losses can be used to elaborate cost-benefit analysis improving the decision-making to reduce AVC (Reed *et al.* 1982, Huisjer *et al.* 2009). Previous cost-benefit analyses have been developed using an average value of AVC cost for each species, but without considering other spatial variables: traffic, landscape or surrounding characteristics which could affect the seriousness of the AVC. If the amount of damages were related to these variables, a higher number of AVC in a hotspot would not always mean a higher total cost than other hotspots with less AVC. This fact would not be detected by non-spatial cost-benefit analyses and, consequently, the resulting hierarchical classification could lead to certain misunderstandings. The consideration of the spatial variables could improve the cost-benefit analyses, aiming to obtain the best financial balance in AVC mitigation. Temporal patterns should be included if we consider that some of the proposed mitigation measures are temporal. In this study we want to identify variables related to the spatial and temporal distribution of the AVC damages by means of generalized additive models (GAMs) and to use the results to develop forecast maps of potential economic damages.

V.7.2. Material and methods

Data collection

The area of study was the Castile and Leon region in Northwest Spain, with an extension of 94,233 km² and a density of population of 26.57 inhabitants./km². We selected this region because it concentrates nearly 60% of the AVC in Spain and shows an increasing trend in AVC. The legislation established in this region stipulates that the hunting club from which the animal invades the road must compensate for both material and personal damages caused by the AVC, with the exception of those AVC located within a protected area, where compensation is paid by the regional environmental authorities. For the study of the spatio-temporal characteristics of the costs associated to AVC, we obtained 1,452 traffic reports from 2004 to 2009 with their corresponding economic damage quantifications from an insurance company which insures many hunting clubs in the region. In the analysis,



only three species, which represent 93.3% of the traffic reports (567 wild boar, 704 roe deer and 84 red deer) were considered. Each report includes the AVC exact location, the time, the species, the type and model of vehicle involved and the economic compensation for the damages. The accuracy of the location is a hectometer (spatial error of ± 50 meters). The quantification of the losses includes the vehicle repair costs, the medical costs and compensation for human injuries and deaths and, in case of legal action, the court costs. All costs refer the year 2009 using a discount rate of 3%, which is a value commonly used in economic studies. It was also one of the rates used by Huijser *et al.* (2009) to compare economic impacts occurring at different times.

We also used a second dataset which includes all AVC recorded by traffic safety authorities between 2002 and 2009. The information and the accuracy contained in each traffic report was the same than the first but without the economic quantification of the AVC. All AVC records from the insurance company are also contained in this dataset. This second dataset was used to derive AVC density maps within the road network and to study the spatio-temporal characteristics of AVC with human injuries and human deaths. For this purpose we preferred the use of the whole dataset rather than the obtained from the insurance company because we had a larger sample size available.

The traffic volume and speed in the Castile and Leon road network were extracted from the Traffic Volumes and Speed Maps developed by the Ministry of "Fomento" of Spain and the Consejería of "Fomento" of the Junta de Castilla y León. We calculated the sinuosity, defined as the distance between two points measured along the road divided by the straight line distance between the two points, from digitalized road maps (scale 1:50000) in stretches of 1 kilometer. Slopes were derived from a 25-meter resolution digital elevation model created by the National Geographic Institute of Spain. We obtained land uses from the Spanish Forest Map at 1:50000 scale. Our aim with the land uses maps was to obtain a measure of the visibility of the surrounding landscape around AVC locations. Land use units were reclassified in three categories according to the type of vegetation (arboreal, shrub and herbaceous).

Spatio-temporal analysis of AVC resulting in economical damages and human injuries and deaths

Firstly, we analyzed the relationship between average AVC economic damages and three species: wild boar, roe deer, and red deer; and the mode of transport involved: automobile, van, truck, and motorcycle. We also investigated differences among types of roads. We considered five types classified in decreasing order of importance: four-lane fenced divided national highway, two-lane national highway, regional road, provincial and



other minor secondary roads. Temporal variations (season, month and hour) during the year in terms of AVC average cost differences in the course of the year and in time were investigated. In addition, the same relationships we studied for AVC with human injuries. Similar to the average cost in the study on the economic damage, in this case we used the proportion of AVC resulting in human injuries to make comparable the parameters and thus avoid the effects of the AVC spatio-temporal concentration. A variable, such as the economic AVC losses, does not follow a normal distribution, even with transformations, so we used the non-parametric Kruskal-Wallis test. Only some cases in which the response variable was expressed in proportion of AVC satisfied ANOVA assumptions. Significance was set at $p = 0.05$.

Modeling economic costs with generalized additive models

Generalized additive models (GAMs) are versatile nonparametric regression procedures. Their usefulness lies in providing a flexible approach to investigate the relationship between dependent and explanatory variables (Hastie & Tibshirani 1990). GAMs extend the linear statistical models as generalized linear models (GLMs), the main difference being the replacement of the linear component used in GLMs to model the effect of an explanatory variable by a non-parametric function in GAMs. We used MGVC package (Wood 2006, 2008) available in the statistical software environment R (R Development Core Team 2008).

In this procedure the smooth function is defined by penalized regression smoothers. Wood's regression smoothers are regression splines. We used cubic regression splines because they are a general case that is suitable for fitting large datasets. The smoothing parameter was selected by minimizing the generalized cross validation score (GCV). The parameters of smooth functions were calculated using iteratively re-weighted least squares. GAMs can be susceptible to overfitting. To avoid this possibility, we implemented in the models the parameter $\gamma = 1.4$, available in the MGCV package, which, in practice, means that each effective degree of freedom had a weight of more than one (Wood 2006). If all else is equal, a more parsimonious explanation is generally preferred as a working hypothesis. When comparing models fitted to the same response variable, GCV value can be used to choose the best model, with lower scores indicating better fits.

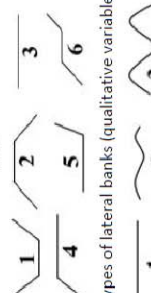

We developed three GAMs: two models based on AVC as the study unit and the third centered on the hotspots. Firstly, we obtained, for each species, a GAM based exclusively on variables with a spatial dimension (AVC-1), because was needed for the creation of the forecast maps of potential damages. Secondly, we added to the previous GAM two variables that were important in the final damages: species and type of vehicle. In this case



what we were modeling was the main variables related to the costs of an AVC event (AVC-2). Thirdly, we obtained another GAM with a similar approach to the previous one, but using the average costs in the hotspots as the unit of study (Hotspot GAM). The variables included in GAMs are shown in *table 47*. Variables related to driver visibility included in Hotspot-GAM could also be introduced in AVC-1 and probably the deviance explained by these models will increase. However, the lack of cartographical information of those variables (*Vegro, Bank, Und*) for the entire regional road network, would prevent the creation of the forecast maps of potential damages, which is the main aim of AVC-1 GAMs. The ordering of terms is based on the premise that, a priori, traffic variables will be the largest source of variability in the damages.

Tabla 47. Variables considered in the generalized additive models (GAM) with the abbreviations used in the text. As there are differences, we describe each variable in the two types of GAMs obtained: using AVC as individual items (AVC-GAM: AVC-1 and AVC-2) or using AVC hotspots (Hotspot-GAM). The variables that each model included are also indicated.



Variables	Abrev.	AVC-GAMs		Variable description	Variable description	Hotspot GAM
		AVC 1	AVC 2			
Species	Spec	•	•	Species included as qualitative variables	Percentage of the records for each species in the hotspot	•
Vehicle type	Vehty	•	•	Type of vehicle included as qualitative variable		
Human damages	HumIn	•	•	Presence or absence of human damages		
Traffic speed	Speed	•	•	Average speed measured in the road segment (km/h)	Average speed measured in the road segment (km/h)	•
Road sinuosity	Sinu	•	•	Quotient of the distance between to point following the road and the distance in straight line in 1 Km road segment around AVC	Quotient of the distance between to point following the road and the distance in straight line in the hotspot	•
Slope	Slop	•	•	Average slope in a circular buffer of 25-meter radius around the AVC	Average slope in a 100 meter width band along hotspot segment	•
Arboreal stratum	Arbst	•	•	Percentage of arboreal stratum in a 100 meter width band along both sides of a 150 meter road segment around AVC	Percentage of arboreal stratum in a 100 meter width band along hotspot segment	•
Shrub stratum	Shrst	•	•	Percentage of shrub stratum in a 100 meter width band along both sides of a 150 meter road segment around AVC	Percentage of shrub stratum in a 100 meter width band along hotspot segment	•
Herbaceous stratum	Herbst	•	•	Percentage of herbaceous stratum in a 100 meter width band along both sides of a 150 meter road segment around AVC	Percentage of herbaceous stratum in a 100 meter width band along hotspot segment	•
Vegetation in roadsides	Vegro				4 categories: 1. Thick vegetation right next to the road border in both sites; 2. Only thick vegetation in one side; 3. Forest or shrub near the road but with bands without vegetation of several meter in width; 4. Open areas	•
Lateral bank	Bank				 <p>6 types of lateral banks (qualitative variable)</p>	•
Undulation level	Und				 <p>3 categories (qualitative variable)</p>	•

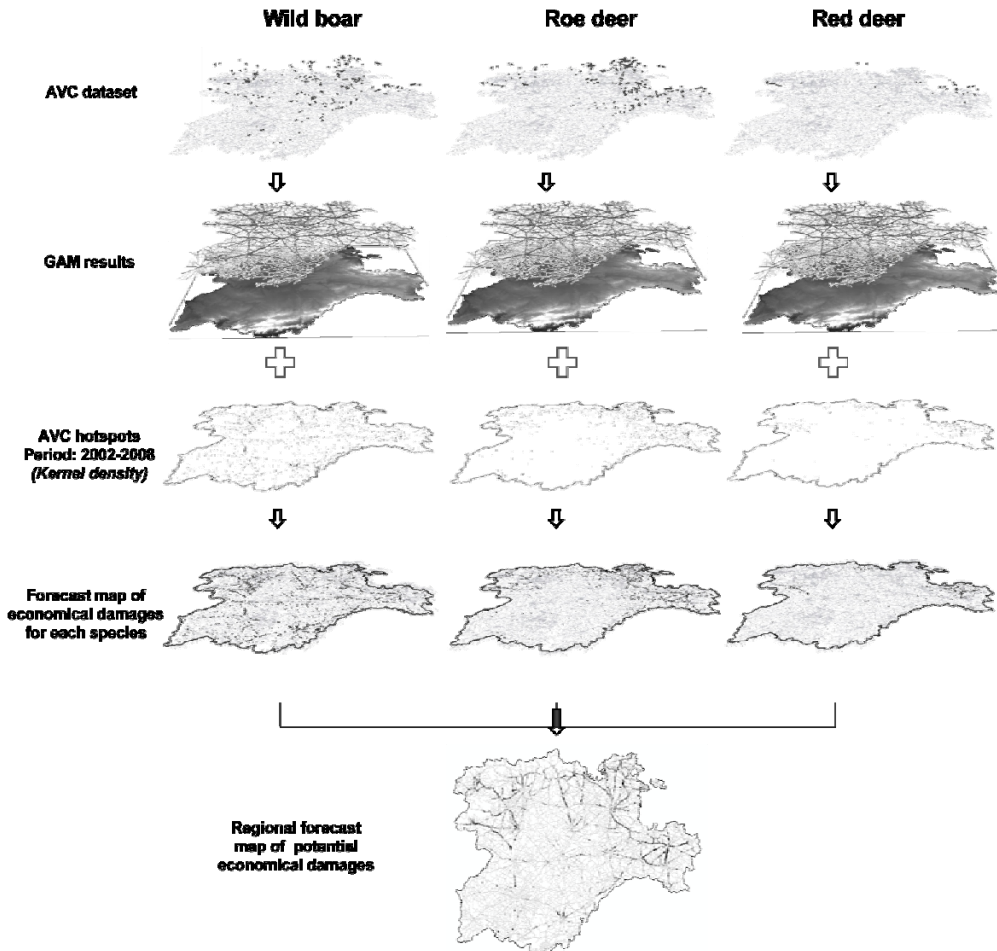


Forecast map of potential economic damages

We integrated the results obtained during the modeling process in a geographic information system –GIS–, which enabled us to develop a forecast map of potential economic damages. The process followed to create the forecast map is graphically described in *figure 83*. These maps can be generated as the result of the integration of two components: firstly, the probability of AVC occurrence and, secondly, the modeled economic losses, both estimated for each point of the road network. In the economic costs modeling we used the results of the GAM based exclusively on the variables with a spatial dimension (AVC-1), those related with the traffic parameters and the visibility conditions depending on the characteristics of the surroundings. Because the type of vehicle can be a significant variable, we could consider traffic composition in the forecast, but the proportion of heavy vehicles or motorcycles in each road segment were not included, because these data were not available for the entire road-network. For the AVC occurrence probability, it is possible to model the factors affecting spatial distribution using, for example, regression techniques (Malo *et al.* 2004, Seiler 2005) or also GAMs. Another possibility, which has the advantage of representing the actual situation, is to use an AVC density map using a dataset with complete spatial coverage and a temporal interval with a certain extension. As we have AVC records for several years within the study region we decided to use this second option. We developed an AVC density map with a network kernel density estimation using SANET version 4 (Okabe *et al.* 2006a, 2006b), a GIS-based toolbox for spatial analysis on a network running in Arcgis 9.3. Both components, each one expressed in a GIS grid layer, were assembled by means of map algebra multiplying the AVC density by the modeled economic losses to obtain an index of potential economic damages. Because the species involved can have an influence on economic losses we repeated the process three times, once for each species. The results of the species forecast maps were integrated in a unique forecast map for the whole road network on the basis of which, a cost-benefit analysis, which takes into account the spatial phenomenon, can be developed.



Figura 83. Diagram of the process followed to obtain the forecast maps of potential economic damages caused by AVC in the study region. We started from an AVC data set with the spatial location and the economic costs. We modeled the spatial variables in relation to AVC costs using GAMs. From GAM results and AVC density maps (in this case, as we had the economic costs only for a fraction of the AVC occurred, we used another dataset which included all traffic reports for the period 2002-2009) we obtained the forecast maps for the main species involved in AVC (wild boar, roe deer, and red deer). These species maps were integrated in a unique regional map of potential economic damages.



V.7.3. Results

Spatio-temporal characterization of AVC economical losses

Employing the Kruskal-Wallis test, we found significant differences among species in the estimated losses caused by AVC ($H = 45.636$, $d.f. = 2$, $p < 0.001$) (Figure 84). The average



cost estimated for wild boar was 2592.0 € ± 2636.5, for roe deer 1853.9 € ± 1899.8 and 2398.4 € ± 1805.4 for red deer. The cost values varied considerably within the same species as is shown by the high standard deviations. Although the test result was not statistically significant ($H = 5.552$, $d.f. = 3$, $p = 0.136$), AVC average cost varied with the mode of transport, being higher for motorcycles (9761.6 € ± 8050.6). Similar average costs were found for automobiles (2131.9 € ± 2190.7), vans (2235.0 € ± 2115.8) and trucks (2354.0 € ± 1441.4) (Figure 85). In addition, the type of road was also another factor of differentiation as regards the losses considering all AVC together ($H = 39.613$, $d.f. = 4$, $p < 0.001$), also for wild boar ($H = 8.325$, $d.f. = 4$, $p = 0.043$), and roe deer ($H = 31.562$, $d.f. = 4$, $p < 0.001$), but not for red deer ($H = 3.230$, $d.f. = 2$, $p = 0.199$). In all the species, costs decreased from major to minor roads with a maximum for four-lane fenced divided highways (Figure 86).

Figura 84. Variations the economic costs per AVC (in Euros) in relation to the three main species involved in AVC in the study region.

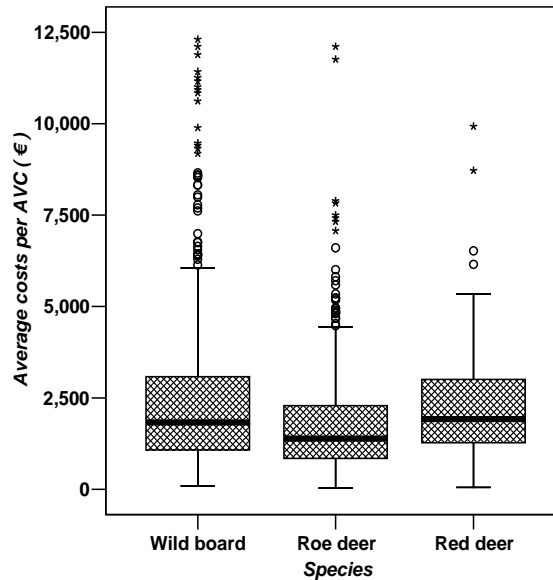
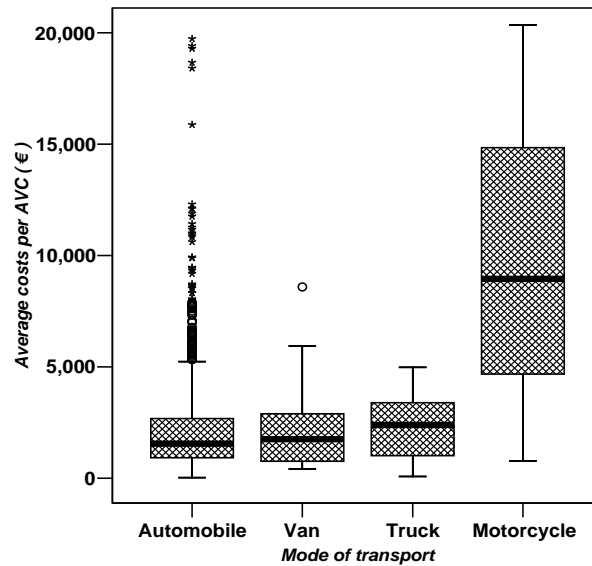




Figura 85. Variation in the economic costs per AVC (in Euros) in relation to the type of vehicle involved in the AVC.

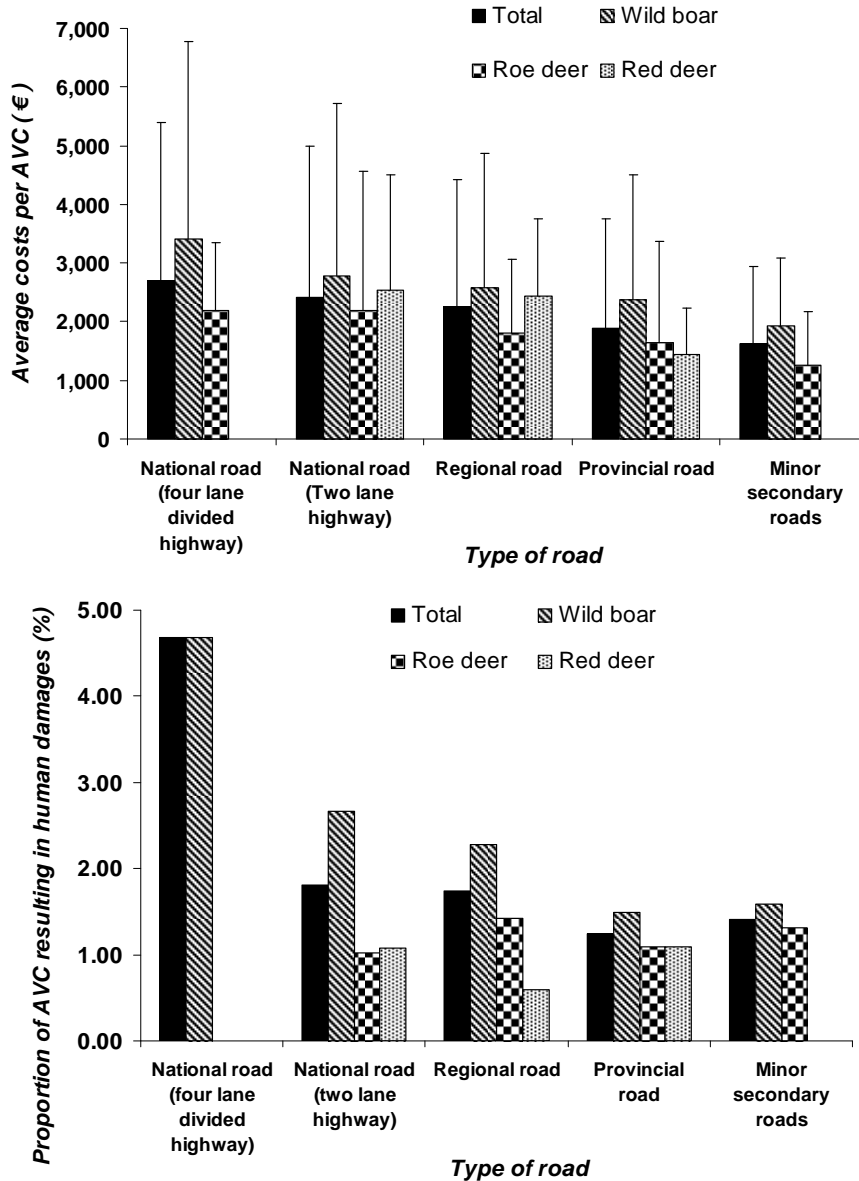


We did not find differences in the average damage costs per AVC among months for any of the three species ($p > 0.05$). Nevertheless, as AVC were not distributed at random during the year but concentrated in certain periods, the total amount of losses by AVC varied in the course of the year. In wild boar ($H = 29.094$, $d.f. = 11$, $p = 0.002$) the highest proportion of economic damages was obtained for November ($19.85\% \pm 3.70$, $n = 21.7 \pm 2.6$), which was six times higher than the lowest, June ($3.31\% \pm 3.05$, $n = 4.5 \pm 4.1$). Roe deer ($H = 24.456$, $d.f. = 11$, $p = 0.011$) had a maximum for May ($10.99\% \pm 3.61$, $n = 18.5 \pm 2.6$) and July ($11.69\% \pm 2.93$, $n = 18.2 \pm 7.8$) and a minimum for February ($3.57\% \pm 0.54$, $n = 6.7 \pm 2.5$) and March ($4.86\% \pm 0.63$, $n = 9.0 \pm 2.0$). In the case of red deer, results were not significant ($H = 5.131$, $d.f. = 11$, $p = 0.925$). Average costs per AVC did not vary either in time ($H = 18.157$, $d.f. = 23$, $p = 0.749$) or day of the week ($H = 2.042$, $d.f. = 6$, $p = 0.916$).

In relation to the hotspots, we found no statistical significant differences in the AVC average costs in relation to the level of visibility (according to thick vegetation closeness to the road edge), the road and edges cross section, and the undulation level of the route (ANCOVA tests with average speed as covariate; $p > 0.05$). However, average costs were higher in the hotspots with thick vegetation close to the road edge (2824.5 ± 2011.3) than for road segments with a non-vegetation band or clear-cuts along the road (2111.3 ± 640.1) or open landscapes (2184.4 ± 1033.0). Average costs were higher in high-undulated roads (2668.5 ± 1724.6) than flatter routes (2326.3 ± 923.6).



Figura 86. a- Variations in average costs per AVC in relation to the type of road and the species involved. Total values were also considered. Bars indicate \pm one standard error. b- Proportion of AVC resulting in human damages expressed in percentage in relation to the type of road and the species involved.





Spatio-temporal characterization of human injuries and deaths caused by AVC

Only 2.26% of the AVC resulted in human injuries. The proportion varied among modes of transport with all AVC with motorcycles involved in higher results of human injuries, meanwhile automobiles showed a low rate (1.93%). No human injuries were recorded in trucks or vans. The proportion of AVC resulting in human damages with respect to the total showed differences in relation to the involved species ($F_{2, 15} = 6.054$, $p = 0.012$). Post hoc Sheffe test indicated that AVC with wild boar caused a higher proportion of personal damages than red deer ($p < 0.05$), the rest of combinations not being significant. For wild boar, the risk increased in major roads ($H = 10.521$, d.f. = 4, $p = 0.033$) with a maximum for the four lane fenced highways with 4.68% of AVC causing human injuries. This pattern was not identified for the other two species. No variations in the proportion were found either among months or among hours ($p > 0.05$) for the three species.

GAM results and forecast maps of potential economic damages

Table 48 shows the results of the GAM. In general, the deviance explained by the models was low (AVC-1: $16.16\% \pm 14.63$; AVC-2: 22.90%; Hotspot-GAM: 26.1%). In the AVC-1 GAMs, the results for the three species were similar, including the variable *Speed* in all of them (Figure 87). In the case of wild boar, the lowest GCV best describes the relationship between AVC costs and spatial variables, was for the GAM which only included the *Speed* and *Sinu*, although only the first was statistically significant ($p < 0.05$). For the roe deer and the red deer, the best model also included the variable *Slop*. The best AVC-2 GAM was compound by both non-spatial (*Spec*, *Humin*) and spatial parameters (*Speed*, *Sinu*). *Vehty* did not improve model performance. The Hotspot GAM also included both types of variables: non-spatial (*Spec*) and spatial (*Speed*, *Sinu*), and, moreover, driver visibility (*Und*) variables improved model performance.

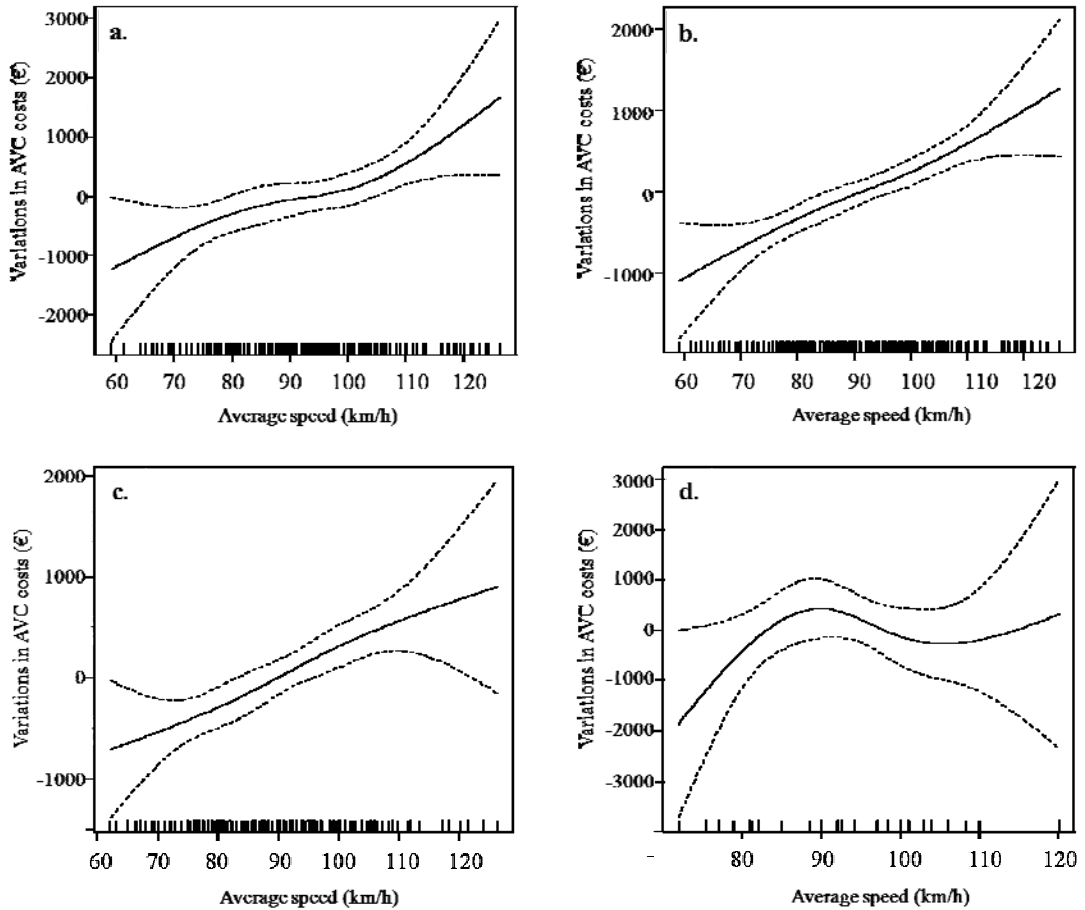


Tabla 48. Results of the three GAMs with the generalized cross validation scores (GCV). In bold, the model with the lowest GCV, value which indicates the best fit, and the statistically significant variables included in the model. GCV values for AVC-1 models are shown separately for each species. In this case, significant variables are indicated by the order they occupy in the entry of the model. The notation of the level of significance for each variable is: “*”: 0.001; “^”: 0.01; “•”: 0.05.

Model		GCV		
		Wild boar	Roe deer	Red deer
AVC-1	Speed	59.19	47.34	39.18
	Speed + Sinu	58.86^(1*)	46.51	40.27
	Speed + Sinu + Slop	59.07	46.19^(1*,2^,3•)	38.01^(1^,3^)
	Speed + Sinu + Slop + Arbst + Shrst	59.24	46.36	44.87
AVC-2	Spec		59.49	
	Spec + Speed		56.85	
	Spec + Speed + Humin		53.05	
	Spec + Speed + Humin + Sinu		52.60	
	Spec + Speed + Humin + Sinu + Vehty		52.64	
	Spec + Speed + Humin + Sinu + Vehty + Slop	52.54 (Spec^, Sinu*, Humin*, Speed*)		
	Spec + Speed + Humin + Sinu + Vehty + Slop + Arbst + Shrst		52.57	
Hotspot GAM	Spec		13.05	
	Spec + Speed		12.29	
	Spec + Speed + Sinu		12.07	
	Spec + Speed + Sinu + Und	11.94 (Speed*, Spec^, Sinu*, Und*)		
	Spec + Speed + Sinu + Und + Vegro		12.03	
	Spec + Speed + Sinu + Und + Vegro + Bank		12.24	
	Spec + Speed + Sinu + Und + Vegro + Bank + Slop		12.30	
	Spec + Speed + Sinu + Und + Vegro + Bank + Slop + Arbst + Shrst		12.50	



Figura 87. The effect of the average vehicle speed on the quantity of the total economic damages caused by AVC with 95% confidence intervals (dotted lines) as estimated by a six-variable GAM. Each graph corresponds to: a- total; b- wild boar; c- roe deer; d- red deer



V.7.4. Discussion

Without forgetting other ecological and conservationism assessments, the reduction in the number and seriousness of AVC can also be considered from both traffic safety and economic approaches. As a last resort, all decisions are based on economic realities and the funds invested in conservation are always scarce, which highlights how essential it is to develop methods to maximize the benefits of each action, both to the environment and to road safety. A greater knowledge about the variables that explain the amount of damages caused by AVC could facilitate the incorporation of spatial dimension to cost-benefit



analyses. These analyses are a good decision tool to select the best mitigation measure for each situation (Huisjer *et al.* 2009).

Explanatory factors of AVC costs and model performance

According to our results, AVC economic losses vary with the species and the type of vehicle, but also in both space and time. Average costs were higher for wild boar and red deer than for roe deer. This fact is related to corporal mass and the anatomical structure of each species. Although we had no data about the material damage characteristics, we believe that those also differ depending on the species involved. Our average costs are far from those obtained by Huisjer *et al.* (2009) and closer to Bissonette *et al.* (2008). Unlike them, we did not include the hunting value of the animal. The comparison of average losses per AVC between countries are difficult, even for the same species, because differences in cost repairing or economic compensation due to human injuries and deaths may alter the total amount of the losses.

Considering the type of vehicle, costs are higher for AVC with motorcycles, which is a consequence of the higher probabilities of suffering personal injuries. Other vehicles show similar average costs. Beyond species and the type of vehicle involved, the average costs also vary spatially with the type of road and the topography around the AVC location. The traffic speed was the main factor in spatial GAM. High speeds reduce the driver reaction time and increase, consequently, the probability of a violent AVC. Apart from the AVC, speed is one of the main causes of other types of road accidents (Aarts & van Schagen 2006).

Nonetheless, it is necessary to point out that all GAM presented poor explanation power, which could be expected due to the large number of non-spatial factors that are difficult to quantify and include in models, but which are related with the AVC seriousness and generate a “noise” that restricts the distinctiveness of the signal originated by spatial variables. Driver characteristics –old age, poor eyesight and other impairments, or driving experience-. Driver condition in the AVC moment -fatigue, alcohol, drug use-, driving behavior -non use of seat belts-, lack of vehicle maintenance -especially brakes or tires-, decrease of the visibility conditions and lower degree of illumination can also reduce the driver reaction time available to avoid the collision or, at least, to minimize the seriousness of the impact (World Health Organization 2004, Dahlen *et al.* 2005, Makishita & Matsunaga 2008). The driver response to avoid the accident can aggravate AVC consequences, e.g. sudden wheel turn which causes a run-off-road collision. Moreover, the make and model of the vehicle are also variables to consider. All these factors, although with a considerable importance in the economic losses, are not useful for mitigation measure selection,



because they do not have spatial expression within the road network and, a priori, do not enable us to identify areas with higher potential economic damages.

Furthermore, variables commonly used in spatio-temporal studies about AVC hotspots may not have the accuracy necessary to obtain better models. For example, the average speed commonly provided by road authorities is only a statistical average that does not reflect the actual speed of the vehicle involved at the moment of the accident. Bissonette *et al.* (2008) argued that medium traffic volume and posted traffic speed are poor descriptors of traffic volume and actual vehicle speeds because these parameters are not static but changing constantly. Apart from temporal facts that condition driver visibility, there are other spatial factors, such as winding road segments, abrupt topography or dense vegetation along road borders that may potentially diminish visibility. The scale may be important when attempting to interpret factors potentially influencing AVC. Quantifying visibility requires a very fine scale of analysis and the results may vary depending on the spatial accuracy of the data. Data inaccuracy can be misleading and consequently results in misunderstanding (Gunson *et al.* 2009). For this reason we encourage the use of standardized methods to record unequivocally the precise location where the AVC took place using geographical coordinates in order to enhance our understanding of the actual explanatory factors. Moreover, AVC information is commonly fragmented, which makes estimations at large scale quite difficult (Sullivan & Messmer 2003).

Regarding temporal dimension, although we expected to identify variations in the average costs per AVC during the year because of seasonal changes in the age and the sex composition of road-kills (Bruinderink & Hazebroek 1996), differences were not found. We hypothesized that, once again, the wide range of factors affecting AVC costs can mask this tendency. It is the total amount of losses which shows temporal variations. The concentration of AVC during certain periods of the year related to rutting and hunting seasons (Sudharsan *et al.* 2006), and certain periods of the day related to animal activity, traffic volumes and driver visibility, imply not a temporal random distribution of the losses but their concentration in those periods.

Comparison with other studies

The Center for Disease Control and Prevention (2004) studied the factors related with AVC resulting in human injuries and found that AVC affected the age group between 15 and 24 years, with no differences between the sex of the driver, and with a higher concentration during October and November. No spatial or traffic variables were analyzed. Williams & Wells (2005) found that most of the fatal AVC were related to two main situations: when the vehicle involved was a motorcycle, or when the automobile ran off the road. In a minor



number of cases the animal went through the windshield. Only in 20% of the cases there is more than one vehicle involved. Fatalities in AVC primarily took place on roads with high speed limits and also safety deficiencies were frequently detected (many motorcyclists did not wear a helmet and automobile occupants were without seat-belts). Langley *et al.* (2006), comparing the risk factors related to fatal AVC and non-animal events in the U.S.A. for the 1995-2004 period, found that AVC were more common during the night, in fall months, with better weather conditions, in rural areas, and straight segments of roads. Regarding the driver, the age in AVC was more uniformly distributed, and the influence of alcohol was low. They also found that speed was a key factor, with a higher proportion of high speeds in AVC than in non-animal accidents.

Mitigation measures and forecast maps of potential damages

The cost-benefit analysis approach to mitigate the AVC problematic issue should include the spatial dimension in order to obtain a more specific view of the actual situation in each road segment within the study area. Knowing the spatial factors related to AVC costs allows the creation of maps of potential costs in which to establish a hotspots hierarchical classification based on damages. As speed is a key factor in AVC damages, mitigation measures should be aimed to reduce it. A number of measures have tried to modify the behavior of drivers and make them reduce speed: warning signs (Pojar *et al.* 1975, Sullivan *et al.* 2004) that can be accompanied by a speed limit reduction or by animal detection systems; road design can create slower routes. We also found that higher average costs were associated with worsening visibility conditions. To increase the visibility and driver time reaction, vegetation can be removed along road borders (Andreassen *et al.* 2005, Jaren *et al.* 1991).

In the case of the undulation level, the solution is more problematic because reducing it could lead to an increase in average speed. Nevertheless, in the main hotspots all these measures could not be enough and the installation of road fences (Clevenger *et al.* 2001), with wildlife underpasses or overpasses, has been shown to be more effective (Ward 1982, McCollister & van Manen 2010). Moreover, these measures have the best financial balance (Huisjer *et al.* 2007, 2009) and their usefulness for a wide range of wildlife groups has been proven (Clevenger & Waltho 2000, Ng *et al.* 2004, Mata *et al.* 2008). Another possibility is to consider the option of road removal (Switalski *et al.* 2004).

Although cost-benefit analyses are a useful tool to facilitate decision-making and to convince society of the benefits of mitigation measure implementation to reduce the AVC problem, we should not forget to include other criteria oriented to conservation and bear in mind that those mitigation measures, with their advantages and disadvantages, affect



the rest of the species. In this sense, cost-benefit analyses could provide an explanatory approach to which add, a posteriori, other considerations, including in the analyses a wider range of species, especially endangered and threatened species, those that are commonly victims of road-kills, but do not suppose a threat to road safety, or those for which road-kills and fragmentation due to linear infrastructures suppose a major threat to their viability.

The introduction of conservation criteria may be more difficult to quantify since there are no economic damages. Nevertheless, bioeconomic procedures, based on environmental economics theory and aimed to assess the economic value of the road-kill species, have been proposed to incorporate other groups of fauna to cost-benefit analyses (Smith *et al.* 2003, Shwiff *et al.* 2008). An opposed approach, more related to ecological economics theory, emphasizes the difficulty of obtaining a precise economic valuation of the generated benefits and damages, not so much to personal properties as to the ecosystems. The implementation of mitigation measures is difficult due to the complexity of the ecological dynamics in the surrounding of the roads. In this case, expert qualitative criteria or expert-based methods could be a useful approach to include other ecological criteria to the cost-benefit analyses in the selection of mitigation measures.

V.7.5. Conclusions

Average losses and the proportion of AVC with human injuries depend on the species, mode of transport and type of road. They do not vary in the course of the year or during the day but the temporal concentration of AVC in certain months and hours explains that the total amount of losses also concentrates in those periods. Although GAM presented a poor performance due to the wide range of factor not easily measurable affecting the costs associated to AVC, some variables with a spatial component, especially the speed, set trends in economic losses. We incorporate these results to a road-network using GIS and, together with the AVC spatial distribution, create forecast maps of potential economic damages. These forecast maps enable more precise cost-benefit analyses at a regional scale by considering the spatial phenomenon and the differences within road segments in the trends of the AVC average cost. The final decision in mitigation measure selection should also incorporate conservation criteria in addition to the cost-benefit analyses based on economic losses due to AVC.

Acknowledgements

The traffic reports used in this research were contributed by the insurance company MUTUASPORT. Special thanks to Mrs. Isabel Beato for her useful help. Also we



acknowledge Dr. Atsu Okabe for providing the SANET toolbox, Spatial Analysis on Networks (Ver.4.0) developed by the SANET Team, Tokyo, Japan. This research has been supported by a pre-doctoral scholarship from the Castilla y León Regional Government “Junta de Castilla y León” (Spain). The study was financed partially by the projects of the Junta de Castilla y León 18.JCY4 463A.C.03 and Ministerio de Ciencia e Innovación CGL2009-12767-C02-02.

V.7.6. Bibliography

Aarts, L., van Schagen, I. (2006). Driving speed and the risk of road crashes: A review. *Accident Analysis & Prevention* 38: 215-224.

Abu-Zidan, F. M., Parmar, K. A., Rao, S. (2002). Kangaroo-related motor vehicle collisions. *Journal of Trauma* 53: 360-363.

Andreassen, H. P., Gundersen, H., Storaas, T. (2005). The effect of scent-marking, forest clearing, and supplemental feeding on moose-train collisions. *Journal of Wildlife Management* 69: 1125-1132.

Bashir, M. M., Abu Zidan, F. M. (2006). Motor vehicle collisions with large animals. *Saudi Medical Journal* 27: 1116-1120.

Bissonette, J. A., Kassar, C. A., Cook, L. J. (2008). Assessment of costs associated with deer-vehicle collisions: human death and injury, vehicle damage, and deer loss. *Human-Wildlife Conflicts* 2: 17-27.

Bruinderink, G. W. T. A., Hazelbrook, E. (1996). Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology* 10: 1059-1067.

Centers for Disease Control and Prevention (2004). Non fatal motor vehicle animal crash-related injuries United States, 2001-2002. *MMWR Morb Mortal Wkly Rep.* 53: 675-678.

Clevenger, A. P., Chruszcz, B., Gunson, K. (2001). Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin* 29: 646-653.

Clevenger, A. P., Waltho, N. (2000). Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology* 14: 47-56.

Conn, J. M., Annett, J. L., Dellinger, A. (2004). Nonfatal motor-vehicle animal crash-related injuries - United States, 2001-2002. *Journal of Safety Research* 35: 571-574.

Conover, M. R., Pitt, W. C., Kessler, K. K., DuBow, T. J., Sanborn, W. A. (1995). Review of human injuries, illnesses, and economic losses caused by wildlife in the United States. *Wildlife Society Bulletin* 23: 407-414.

Dahlen, E. R., Martin, R. C., Ragan, K., Kuhlman, M. M. (2005). Driving anger, sensation seeking, impulsiveness, and boredom proneness in the prediction of unsafe driving. *Accident Analysis & Prevention* 37: 341-348.

Danielson, B. J., Hubbard, M. W. (1998). A literature review for assessing the status of current methods of reducing deer-vehicle collisions. A report prepared for The Task Force on Animal Collisions, Iowa Department of Transportation and Iowa Department of Natural Resources. 25pp

Dirección General de Tráfico DGT (2004) Accidentes producidos por la presencia de animales en la calzada. Observatorio Nacional de Seguridad Vial, Ministerio Interior. Available on-line: www.dgt.es/was6/portal/contenidos/...vial/.../est_info_seqVial039.pdf



- Fahrig, L., Rytwinski, T. (2009). Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology & Society* 14(1): 21. Available in: www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art21/
- Forman, R. T. T., Sperling, D., Bissonette, J. A., Clevenger, A. P., Cutshall, C. D., Dale, V. H., Fahrig, L., France, R., Goldman, C. R., Heanue, K., Jones, J. A., Swanson, F. J., Turrentine, T., Winter, T. C. (2003). *Road Ecology: Science and Solutions*. Island Press: Washington, DC.
- Gunson, K. E., Clevenger, A. P., Ford, A. T., Bissonette, J. A., Hardy, A. (2009). A comparison of data sets varying in spatial accuracy used to predict the occurrence of wildlife-vehicle collisions. *Environmental Management* 44: 268-277.
- Hansen, C. S. (1983). Costs of deer-vehicle accidents in Michigan. *Wildlife Society Bulletin* 11: 161-164.
- Hastie, T., Tibshirani, R. (1990). *Generalized Additive Models*. Chapman and Hall.
- Huijser, M. P., Duffield, J. W., Clevenger, A. P., Ament, R. J., McGowen, P. T. (2009). Cost-benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with large ungulates in the United States and Canada; a decision support tool. *Ecology & Society* 14(2): 15.
- Huijser, M. P., McGowen, P., Fuller, J., Hardy, A., Kociolek, A., Clevenger, A. P., Smith, D., Ament, R., (2007). *Wildlife-vehicle collision reduction study*. Report to Congress. U.S. Department of Transportation, Federal Highway Administration, Washington D.C.
- Jaren, V., Andersen, R., Ulleberg, M., Pedersen, P. H., Wiseth, B. (1991). Moose-train collisions: the effects of vegetation removal with a cost-benefit analysis. *Alces* 27: 93-99.
- Klocker, U., Croft, D. B., Ramp, D., (2006). Frequency and causes of kangaroo-vehicle collisions on an Australian outback highway. *Wildlife Research* 33: 5-15.
- Langley, R. L., Higgins, S. A., Herrin, K. B. (2006). Risk factors associated with fatal animal-vehicle collisions in the United States, 1995-2004. *Wilderness and Environmental Medicine* 17: 229-239.
- Lee, E., Klöcker, U., Croft, D. B., Ramp, D. (2004). Kangaroo-vehicle collisions in Australia's sheep rangelands, during and following drought periods. *Australian Mammalogy* 26: 215-226.
- L-P Tardiff & Associates Inc. (2003). *Collisions involving motor vehicles and large animals in Canada*. Report prepared for Transport Canada Road Safety Directorate. Available on-line at: www.wildlifeaccidents.ca/docs/D6ACDB93DFABC8C6.pdf
- Makishita, H., Matsunaga, K. (2008). Differences of drivers' reaction times according to age and mental workload. *Accident Analysis & Prevention* 40: 567-575.
- Malo, J. E., Suarez, F., Diez, A. (2004). Can we mitigate animal vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology* 41: 701-710.
- Mata, C., Hervás, I., Herranz, J., Suárez, F., Malo, J. E. (2008). Are motorway wildlife passages worth building? Vertebrate use of road-crossing structures on a Spanish motorway. *Journal of Environmental Management* 88: 407-415.
- McCollister, M. F., van Manen, F. T. (2010). Effectiveness of wildlife underpasses and fencing to reduce wildlife-vehicle collisions. *Journal of Wildlife Management* 74: 1722-1731.
- Ng, S. J., Dole, J. W., Sauvajot, R. M., Riley, S. P. D., Valone, T. J. (2004). Use of highway undercrossings by wildlife in southern California. *Biological Conservation* 115: 499-507.
- Okabe, A., Okunuki, K., Shiode, S. (2006)a. SANET: A toolbox for spatial analysis on a network. *Journal of Geographical Analysis* 38: 57-66.
- Okabe, A., Okunuki, K., Shiode, S. (2006)b. The SANET toolbox: New methods for network spatial analysis. *Transactions in GIS* 10: 535-550.



- Pojar, T. M., Prosenice, R. A., Reed, D. F., Woodard, T. N. (1975). Effectiveness of a lighted, animated deer crossing sign. *Journal of Wildlife Management* 39: 87-91.
- Putman, R. J. (1997). Deer and road traffic accidents: options for management. *Journal of Environmental Management* 51: 43-57.
- R Development Core Team (2008). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria (www.Rproject.org).
- Reed, D. F., Beck, T. D. I., Woodward, T. N. (1982). Methods of reducing deer-vehicle accidents: benefit-cost analysis. *Wildlife Society Bulletin* 10: 349-354.
- Romin, L. A., Bissonette, J. A. (1996). Deer-vehicle collisions: status of state monitoring activities and mitigation efforts. *Wildlife Society Bulletin* 24: 276-283.
- Saeki, M., Macdonald, D. W. (2004). The effects on the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides viverrinus*) and other mammals in Japan. *Biological Conservation* 118: 559-571.
- Schwabe, A. K., Schuhmann, P. W. (2002). Deer-vehicle collisions and deer value: an analysis of competing literature. *Wildlife Society Bulletin* 30: 609-615.
- Seiler, A. (2005). Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology* 42: 371-382.
- Shwiff, S. A., Smith, H. T., Engeman, R. M., Barry, R. M., Rossmanith, R. J. Nelson, M. (2007). Bioeconomic analysis of herpetofauna road-kills in a Florida state park. *Ecological Economics* 64: 181-185.
- Smith, H. T., Barry, R. M., Engeman, R. M., Shwiff, S. A., Miller, W. J. B. (2003). Species composition and legal economic value of wildlife road-kills in an urban park in Florida. *Florida Field Naturalist* 31: 53-58.
- Sudharsan, K. (2006). Environmental factors affecting the frequency and rate of deer-vehicle crashes in southern Michigan. MS Thesis. Michigan State University, East Lansing, MI. 159p.
- Sudharsan, K., Riley, S. J., Winterstein, S. R. (2006). Relationship of autumn hunting season to the frequency of deer-vehicle collisions in Michigan. *Journal of Wildlife Management* 70: 1161-1164.
- Sullivan, T. L., Messmer, T. A. (2003). Perceptions of deer-vehicle collision management by state wildlife agency and department of transportation administrators. *Wildlife Society Bulletin* 31: 163-173.
- Sullivan, T. L., Williams, A. E., Messmer, T. A., Hellinga, L. A., Kyrychenko, S. Y. (2004). Effectiveness of temporary warning signs in reducing deer vehicle collisions during mule deer migrations. *Wildlife Society Bulletin* 32: 907-915.
- Switalski, T. A., Bissonette, J. A., DeLuca, T. H., Luce, C. H., Madej, M. A. (2004). Benefits and impacts of road removal. *Frontiers in Ecology & Environment* 2: 21-28.
- Trombulak, S. C., Frissell, C. A. (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14: 18-30.
- Ward, A. L. (1982). Mule deer behavior in relation to fencing and underpasses on Interstate 80 in Wyoming. *Transportation Research Record* 859: 8-13.
- Williams, A. F., Wells, J. K. (2005). Characteristics of vehicle-animal crashes in which vehicle occupants are killed. *Traffic Injury Prevention* 6: 56-59.
- Wood, S. N. (2006). Generalized Additive Models: An Introduction with R. Chapman & Hall/CRC.



Wood, S. N. (2008). Fast stable direct fitting and smoothness selection for generalized additive models. *Journal of the Royal Statistical Society Series B* 7: 495-518.

World Health Organization (2004). World Report on Road Traffic Injury Prevention.



Resultados 8

Cuando bebas agua, recuerda la fuente.

Proverbio chino

***Posibilidades y limitaciones de las colisiones vehículo-animal
incluidas en partes de accidente para mejorar el conocimiento
sobre la distribución de varias tres especies de ungulados***

***Possibilities and limitations of reported animal-vehicle collisions to
improve knowledge about ungulate distributions***



P

ossibilities and limitations of reported animal-vehicle collisions to improve knowledge about ungulate distributions

Víctor J. Colino-Rabanal*, Salvador J. Peris, Miguel Lizana.

Area of Zoology. Department of Animal Biology, Ecology, Soil Science, Parasitology, and Agrochemistry. Campus Miguel de Unamuno. University of Salamanca. 37071 Salamanca, Spain.

Resumen

[Los partes de accidente de atropellos con fauna constituyen una fuente de información que raramente se tiene en cuenta pero que podría resultar muy útil puesto que es constante, abundante, y con una amplia cobertura territorial. Para evaluar su utilidad, en el presente trabajo comparamos (para tres especies de ungulados: jabalí, corzo, ciervo) la distribución espacial en una malla de cuadrículas UTM 10 x 10 km obtenida usando los partes de accidente con la distribución descrita en el Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España. El área de estudio fue Castilla y León. Los resultados muestran que los atropellos constituyen un buen complemento a las fuentes de datos empleadas en dicho Atlas, aportando nuevas localidades en áreas insuficientemente muestreadas. El incremento medio en el área de presencia conocida fue de un 41.52%. Sin embargo, los atropellos no pueden emplearse como la única fuente de información. Para el 35.16% de las cuadrículas positivas del Atlas no se tuvieron partes de accidente. Debido a la estructura radial de la red de carreteras, los partes funcionaron mejor en áreas como la meseta, que se caracteriza por una elevada densidad viaria, elevados volúmenes de tráfico, y menor densidad de ungulados por la escasez de hábitats favorables. En la periferia montañosa, con densidades faunísticas mayores, los partes obtuvieron resultados similares que los métodos del Atlas en zonas con densidades viarias medias, pero incapaces de detectar la presencia en áreas con apenas carreteras. La repetitividad temporal aumentó con el nivel de desarrollo de la red viaria y el porcentaje de superficie de hábitat apropiado para cada especie.

Palabras clave: ciervo, atropellos, corzo, distribución espacial, jabalí, repetitividad temporal.



Abstract

Reported road kills constitute a source of information that is only rarely taken into account, but one that could be useful because it is constant, abundant, cheap, and has complete territorial coverage around the world. To assess its usefulness, in the present work we compared (for three ungulates: wild boar, roe deer and red deer) the spatial distribution in a 10 x 10 UTM grid obtained using road kill reports with the distribution described in the *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*, using the region of Castile and Leon as the study area. The results show that road kills offer a good complement to the data sources employed in the preparation of that Atlas, contributing new sites in insufficiently sampled areas. The average increase in the area known to be inhabited by the species studied was 41.52%. However, road kills cannot be used as the sole source of information. For 35.16% of the positive grids reflected in the Atlas, there were no reported road kills. Owing to the radial spatial structure of the road network, traffic reports worked better than other sources in areas such as the central Spanish plateau, which is characterised by higher road densities and higher traffic volumes, and lower species populations because of the lack of suitable habitats. In the mountainous periphery, with higher population densities, the road network method was as good as those used in Atlas in grids with medium road density, but was unable to detect species presence in roadless zones. The repeatability across time in the detection of presence increased with the level of development of the road network and the percentage of area suitable for the species in question.

Keywords: red deer, road-kills, roe deer, spatial distribution, temporal repeatability, wild boar.

V.8.1. Introduction

Owing to the growing number of animal-vehicle collisions in different regions of the world (Romin & Bissonnette 1996, Groot Bruinderink & Hazebroek 1996, Forman & Alexander 1998), recent research efforts have aimed to characterise the spatial location of road kill hotspots (Clevenger *et al.* 2003, Ramp *et al.* 2005) and the effectiveness of the measures proposed to prevent collisions (Putman 1997, Clevenger *et al.* 2001, Dodd *et al.* 2004, Mata *et al.* 2005, Grilo *et al.* 2008). The data used in wildlife-traffic reports offer a cheap and continuous source of information, with broad spatio-temporal coverage. Finder *et al.* (1999), Mysterud (2004), Seiler (2004, 2005), Malo *et al.* (2004), Saeki & Macdonald (2004), Farrell & Tappe (2007) used datasets based on reports drafted by the traffic safety authorities or road network agents. However, only in a few cases have such reports been used to increase knowledge about the ecology, population size, or even the presence and



distribution of the species most often reported. Owing to the persistent scarcity of funds assigned to species conservation, any source that might contribute new information should be considered. Some studies have focused on assessing the potential of road kills to serve as a valid methodology to measure abundances. Hicks (1993), with moose *Moose moose*, and McCaffery (1993) and Widenmaier & Fahrig (2006), with white-tailed deer *Odocoileus virginianus*, reported that the number of road kills was correlated with population size. In Tasmania, Mallick *et al.* (1998) used road kills as an abundance index for of the eastern barred bandicoot *Perameles gunnii*. Baker *et al.* (2004) studied the use of fox *Vulpes vulpes* road kills to monitor populations and found a significant relationship between densities and the number of collisions. Engeman (2004) studied racoons *Procyon lotor* as a useful index, with the same findings. Other research efforts have focused on the use of road kills to infer population parameters. Thus, Loughry & McDonough (1996) found a different age structure between road kills and the adjacent population of the nine-banded armadillo *Dasypus novemcintus*. Lovari *et al.* (2007) inferred several parameters concerning wolf *Canis lupus* populations based on carcasses (50.65% were road kills), although Ciucci *et al.* (2007) warned that population studies with carcasses and road kills could introduce bias into the results.

Our aim in the present work was to evaluate the use of the road kills reported in traffic reports to improve our knowledge about species distributions. The detection of species in an area using traffic reports depends on both the probability of the animals being killed by traffic in this area and the probability of such collisions being reported. Road kills are not distributed randomly but instead are concentrated in certain road segments (Malo *et al.* 2005, Ramp *et al.* 2005, Gomes *et al.* 2009). The spatial distribution of the road network is not random either, because highways tend to be located in certain specific landscape units (Saunders *et al.* 2002, Hawbaker *et al.* 2004). The probability of collisions being reported increases with the size of the animal in question. Although there is some discrepancy between the counted and real number of collisions (Slater 2002), damage to property and human being are usually proportional to animal size, such that the larger the animal, the greater the probability that drivers will report the incident to the traffic safety authorities (Conover *et al.* 1995). Thus, because of their size and the large number of collisions this method may be more effective with large herbivores. Here we chose the three main ungulates present in the study area: wild boar *Sus scrofa*, roe deer *Capreolus capreolus*, and red deer *Cervus elaphus*. To assess the capacity of reported collisions in order properly define the spatial distribution of these species and repeatability across the time, for all three species we compared the distributions obtained using a road kill dataset with the distributions described in the *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España* (ALRMTE) (Palomo *et al.* 2007).



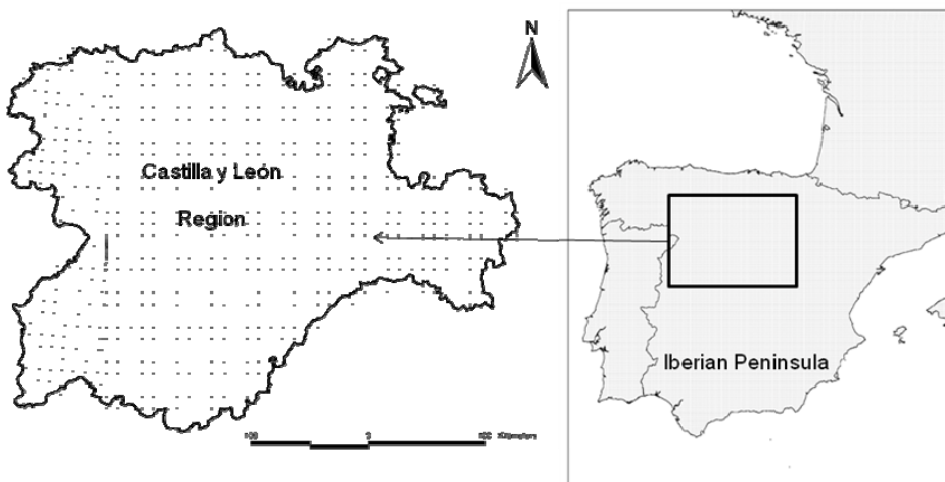
V.8.2. Material and methods

Species and study area

The study was conducted in the Regional Community of Castile and Leon, in Northwest of Spain (Figure 88). It has a surface area 94,223 Km². Geomorphologically, it comprises a plateau surrounded by mountain chains. Over time, the plateau has been nearly completely converted from a savannah-like terrain into crop lands. In mountainous areas forest and the scrub predominate, and grasslands prevail at greater altitude. In these landscapes, the crops are limited to the lowlands. The population density is low (26.65 Hab. / Km²).

In recent decades, the populations of wild boar have expanded in the Mediterranean area due to rural emigration and the increase in forest cover (Abaigar 1992, Sáez-Royuela & Tellería 2008). Although this species is widely distributed throughout the area (Rosell & Herrero 2007), the information concerning certain areas, especially on the plateau, remains scarce. The roe deer is distributed throughout the mountainous area of the *Cordillera Cantábrica* in the north of the region and many parts of the *Sistema Central* in the south (San José 2007). The expansion of this species in the *Sistema Iberico*, in the east, is well-documented (Acevedo *et al.* 2005). The roe deer has managed to colonise several parts of the cereal-growing plateau in the centre of the region, and can be found dispersed away from forested areas (Virgós & Tellería 1998). The spatial distribution of the red deer responds to both hunting repopulations in several areas and the natural expansion that has occurred in recent decades (Carranza 2007).

Figura 88. Map of the Regional Community of Castile and Leon, northern Spain. The 10 x 10 kilometre UTM grid used in the study is overlaid on the map.





Road kill data and species distribution according to the national Atlas

We used 17,991 traffic reports published by the traffic safety authorities during the 2002-2008 period for the road network in Castile and Leon (Spain). The reports included the roads involved and the kilometre points where the collisions occurred (accuracy level of hectometres), together with the date and hour of each collision. The absence of geographic coordinates hindered the locations of the actual collision sites. After a filtering process we managed to locate 17,164 collisions. There was no information about the number, age or sex of the animals involved. The road kill dataset was implemented in a geographical information system. The software used was Arcview 3.2. Esri Co. Using the spatial distribution of road kills, we elaborated maps depicting the presence-absence of the species in question, using a UTM grid of 10 x 10 kilometres as a reference to enable comparisons to be made with the distribution contained in ALRMTE. The data included in ALRMTE come from bibliographical compilation, collections, surveys in natural areas under protection, and from unpublished reports. These reports contribute new data from direct observations, captures, tracks, analyses of dropping, road kills, or hunting (Palomo *et al.* 2007). The road kills included there are occasional records from collaborators but with no systematic use of the traffic report dataset.

In order to identify in which zones the determination of the species distributions would be the most effective using traffic reports, we evaluated the properties of three kinds of UTM grids: grids where presence was confirmed with traffic reports (TR_{grid}), positive grids in ALRMTE with traffic reports ($ALRMTE+TR_{grid}$), and positive grids in ALRMTE without traffic reports ($ALRMTE_{grid}$). The variables included in the analysis were topography, land use and road density. The mean altitude for each UTM grid was derived from a digital elevation model with a 25-metre resolution created by the Spanish *Instituto Geografico Nacional*. Land uses were obtained from the last version of the CORINE land cover project, developed by the European Environment Agency in 2000. For Spain, the classification includes 5 levels and 85 classes charted from satellite images at a scale of 1:100.000. The minimum mapping size is 25 hectares. We selected the most important classes with respect to the ecology of the species studied. These classes were fused into 4 categories: 1) forest: composed of mixed forest; coniferous forest, and broad-leaved forest; 2) crops: non-irrigated arable; permanently irrigated land, vineyards, orchards, annual crops associated with permanent crops, agricultural land with natural vegetation, agro-forestry areas; 3) scrub: moors and heath land, sclerophyllous vegetation, transitional woodland scrub, and 4) pasture: natural grassland.



In species with broad home ranges and displacements, the probability of being killed on the road increases with higher traffic volumes and with road density because animals have to cross more roads. The importance of the roads in each grid was computed using an index (road index: RI) that included both road length and traffic volume. Traffic volumes were obtained from the traffic volumes and speeds maps developed by the Spanish Ministry of Public Works and the Department of Public Works of the Regional Government of Castile and Leon. The road network was derived from topographical maps at 1:50.000 scale. The mathematical expression for the index is:

$$RI_{grid} = LOG \frac{\sum_{i=1}^n RL_n * TV_n}{S_{grid}}$$

where RL is the length of each road segment on the grid and TV is the traffic volume for these road segments. The index is divided by the grid area, " S_{grid} ", which converts the index into an intensive variable.

One of the problems involved in this was how to consider the grids at the edge of the region. In this sense, the probability of detection decreases as the grid area in the study region diminishes. Moreover, due to the spatial distribution of the road network at several scales, the edges of the area have lower road densities and lower traffic volumes. Thus, the inclusion of all grids could introduce bias into the analysis. Our criterion was to include in the analysis only those grids with an area higher than the half area of the complete grid (50 Km²). The same criterion was followed with the compensation grids between the UTM zones.

Statistical analyses

For all three species, a non-parametric Kruskal-Wallis test for multiple samples was implemented to analyse the differences among the three types of grids with respect to the topographical, land-use, and traffic variables. Including only the variables with significant differences, we performed a multinomial logistic regression to model the main properties of each type of grid. This analysis compares multiple groups through a combination of binary logistic regressions to compute the probability that a subject belongs to a given group. The sum of probabilities is 1. Multinomial regression requires that the independent variables be metric or dichotomous and that the dependent variable be non-metric, in this case nominal. Assumptions of normality and homogeneity of variance for the independent variables are not necessary. However, model fitting in logistic regressions is sensitive to multicollinearity among the predictive variables (Hosmer and Lemeshow 1989). Here we



developed two multicollinearity diagnostic statistics: Variation Inflation Factors (VIF) and Tolerance (TOL). Variables with a VIF of $N \geq 2$ and a TOL of $b \leq 0.4$ were excluded from the logistic analysis.

To assess the temporal repeatability in the detection of presences using traffic reports, we chose one year as a unit because the use of shorter periods would not incorporate the changes that take place along biological periods that have a considerable effect on the occurrence of road kills. To measure how representative the results of each year were, we calculated the Spearman rank correlation between the spatial distributions defined using traffic reports over one year with the sum of times that the species in the grid had been cited during the rest of the study years. Fisher's combined test was used as a data fusion technique in order to combine the results obtained in the correlations. Accumulation curves were obtained to define how many years of data were necessary to reach a certain level of known distribution. As a criterion, we used the identification of 85% of positive grids. The curve of positive grids depends on sampling effort. Thus, the greater the number of years of data collection, the higher the number of positive grids detected. Species presence is detected rapidly in grids with higher rates of road kills and the slope of the curve grows fast. In grids with lower population densities, or lower sampling efforts, or where species presence fluctuates among years, the possibilities of detection are lower, and hence the slope decreases in successive years. When the slope of the curve is zero the total number of positive grids detected for species in the study period using the chosen method has been reached. The spatio-temporal variations in populations, sampling effort, and the order of data input can modify the shape of the curve. Three curves were obtained for the species studied: one that considered the temporal sequence from 2002 to 2008; another ordering the data in a decreasing sequence from the year with the most positive grids to the year with the fewest, and finally the third curve, whose aim was to prevent spatio-temporal variations by randomising the order of input of the annual data and the average number of positive grids calculated from a value of 1 and the total number of years. This process computes a smoothed curve which reflects the statistical average of the addition of positive grids with the increase in the sampling effort through more years of traffic reports. This curve was computed using EstimateS 7.5. (Colwell 2005).

To identify which factors contributed to increase the repeatability of presence detection along years in a certain grid, Spearman correlations were carried out between the number of years with at least one traffic report and the same variables included in the multinomial regression. The level of significance in all analyses was $p < 0.05$.

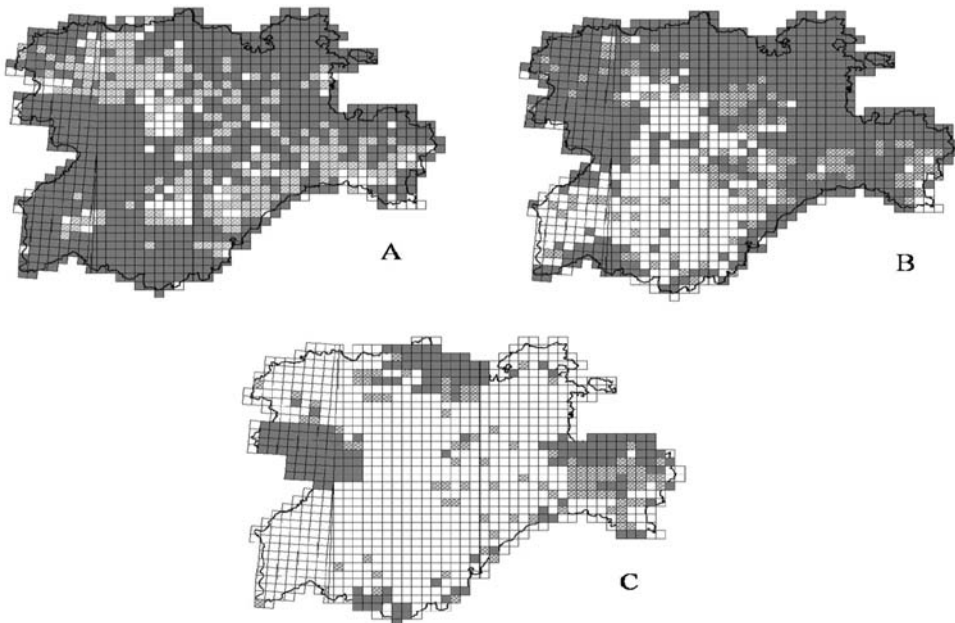


V.8.3. Results

Spatial analysis

For all three species, the number of grids included in each group of the three types of grids is summarised in *table 49a*. Results were calculated both for the total number of grids and after eliminating the undesirable effects at the edges. Without considering grids of less than 50 Km², the road kill dataset increased the number of positive grids by an average of $41.52\% \pm 17.75$. The spatial distribution derived only from reports had $17.51\% \pm 11.68$ more positive grids. The $27.71\% \pm 9.32$ of the TR_{grid} represents a new site for the species. However, for $35.16\% \pm 9.88$ of the grids cited in ALRMTE, there is no constancy of traffic reports and hence these grids would not appear in the spatial distribution when the presence of the species is real. We identified considerable differences among the species. The results considering all grids, including those situated at the edges and the compensation grids among UTM zones smaller than 50 km², point to less marked increase in the number of positive grids ($35.28\% \pm 15.40$) and a higher percentage of ALRMTE_{grids} ($32.37\% \pm 12.62$). The spatial distributions contained in ALRMTE and the new grids defined using traffic reports are shown in *figure 89*.

Figura 89. Spatial distribution of the three study species: A) wild boar; B) roe deer; C) red deer, according to both the ALRMTE published in 2007 and the traffic reports published between 2002 and 2008. The grids included in ALRMTE are represented in solid grey. New grids of presence based on traffic report are represented by grey points on a white background.





The number of traffic reports per UTM grid, differentiating between ALRMTE+TR_{grid} and TR_{grid}, is shown in *table 49b*. For the total number of collisions, the relationship between the annual averages of traffic reports per grid in both types is 1.80 ± 0.80 , which means that traffic reports are more numerous where previous data on species presence are available. This is true for the roe deer (2.58) and the red deer (1.85), but for wild boar the relationship is below 1 (0.97), which indicates a higher road kill rate in TR_{grid}.

Tabla 49. A) The first two columns of the table include the total number of UTM grids with verified presence of species in ALRMTE and the total number of positive grids obtained using the road kill dataset. The following three columns include the number of positive grids distributed among the three types of grids considered: ALRMTE_{grid}, ALRMTE+TR_{grid}, and TR_{grid}. The last column shows the increase in percentage of the known distribution for the species. To compare the effect of grids at the edge, the table includes the two values for all variables: left and larger, the number without considering border grids, and in brackets the values incorporating all grids. B) Number of collisions reported for the three study species, differentiating between those that occurred in grids included in ALRMTE and those that occurred in grids without previous known presence.

	Grids ALRMTE	Grids TR	TR _{grid}	ALRMTE + TR _{grid}	ALRMTE _{grid}	Total of grids	Percentage of increase
Wild boar	622 (757)	735 (778)	234 (241)	501 (537)	121 (220)	856 (998)	37.62 (31.84)
Roe deer	526 (644)	527 (555)	137 (141)	390 (504)	136 (140)	663 (785)	26.05 (21.89)
Red deer	156 (190)	192 (201)	95 (99)	97 (102)	59 (88)	251 (289)	60.90 (52.11)

	Total number of road kills	Number of road kills in ALRMTE _{grid}	Number of road kills in TR _{grid}	Road kills per ALRMTE _{grid} per year	Road kills per TR _{grid} per year
Wild boar	8004	5406	2598	1.54	1.59
Roe deer	7751	6821	930	2.50	0.97
Red deer	1409	921	488	8.56	4.77

Significant differences in Kruskal-Wallis test were observed among the three types of grids with respect to topography, land uses and traffic (*Table 50*). *Figure 90*, using box-plots, includes the statistical distributions of the four most significant variables for each species. Box plots constitute increasing or decreasing gradients in nearly all variables from TR_{grid} to ALRMTEgrids, which indicates in which way those variables affect the ability of the method to detect the presence of species. In wild boar, TR_{grid} are characterised by a higher RI; a



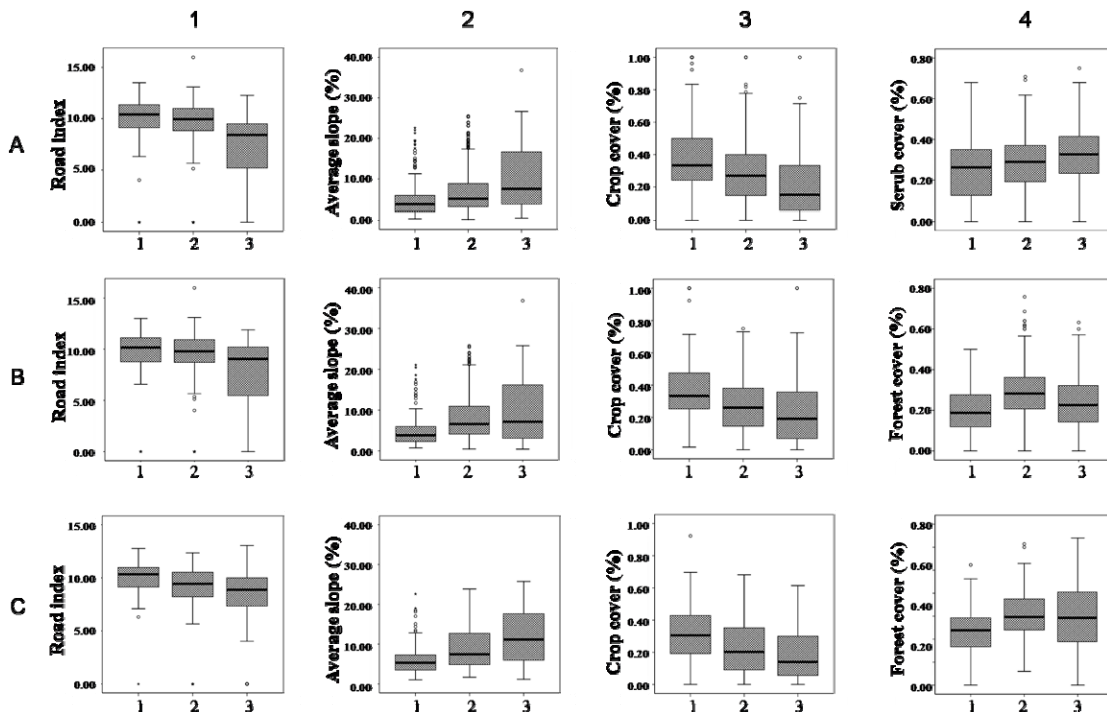
higher average cropland value, and flatter areas. The differences in roe deer are more related to land use. TR_{grid} shows lower proportions of forested areas and higher croplands. The proportion of forested areas does not follow a gradient among the types of grids, being higher for the ALRMTE+ TR_{grid} . The slope and RI are significant and follow a gradient. The results for red deer are similar to those obtained for roe deer.

Tabla 50. Non-parametric Kruskal-Wallis tests to identify differences among the three types of grids considered with respect to the topographical, land use and traffic variables. The four variables with the highest statistical values are shown in bold.

	Wild boar		Roe deer		Red deer	
	H	p - value	H	p - value	H	p - value
Altitude	16.294	< 0.001	15.196	0.001	8.867	0.014
Slope	56.950	< 0.001	52.448	< 0.001	30.276	< 0.001
Forest	7.927	0.023	55.345	< 0.001	19.132	< 0.001
Crops	62.798	< 0.001	35.795	< 0.001	24.558	< 0.001
Scrub	20.434	< 0.001	5.363	0.068	0.036	0.981
Pasture	9.327	0.009	29.343	0.001	12.785	0.002
RI	93.734	< 0.001	32.540	< 0.001	29.512	< 0.001



Figura 90. Box-plots show the statistical distributions of the four variables with the highest χ^2 value in the non-parametric Kruskal-Wallis test for TR_{grid} (category 1), $ALRMTE+TR_{grid}$ (2), and $ALRMTE_{grid}$ (3). Each row shows: A) wild boar; B) roe deer; C) red deer. With the exception of the percentage of forest in both roe deer and red deer, most of the variables indicate an increasing or decreasing gradient from TR_{grid} to $ALRMTE_{grid}$.



The results of the multinomial regressions are shown in *table 51*. The multicollinearity among variables was higher than the fixed criterion, and hence at least two variables were removed from each model. We decided to remove those with lower values in the Kruskal-Wallis tests. In the multinomial regression for wild boar (-2 Log likelihood = 1454.88, pseudo- $R^2 = 0.21$, $p < 0.001$), $ALMRTE_{grids}$ had steeper slopes and lower RI than TR_{grids} and a lower RI than $ALRMTE+TR_{grids}$. In the model for roe deer (-2 Log likelihood = 1133.81, pseudo- $R^2 = 0.22$, $p < 0.001$) $ALMRTE_{grids}$ differed from TR_{grids} in showing a lower RI and crop cover and steeper slopes, and it differed from $ALRMTE+TR_{grids}$ in having a lower proportion of forested areas and RI. In the red deer (-2 Log likelihood = 477.13, pseudo- $R^2 = 0.26$, $p < 0.001$), $ALMRTE_{grids}$ showed steeper slopes and a lower RI than TR_{grids} , and also steeper slopes and forest cover than $ALRMTE+TR_{grids}$.



Tabla 51. Fitted parameters of the multinomial logistic regression models describing the relationship between the three types of grids considered. ALRMTE_{grid} is the reference category.

Wild boar								
	TR _{grid}				ATLRMTE+TR _{grid}			
	B	SE	Wald	Sig.	B	SE	Wald	Sig.
Intercept	-2.534	0.968	6.845	0.008	1.598	0.764	4.374	0.004
Altitude	0.002	0.001	3.665	0.053	-0.001	0.001	3.693	0.054
Slope	-0.156	0.034	20.477	< 0.001	-0.032	0.023	1.909	0.167
Crops	2.235	0.924	5.840	0.015	-0.023	0.851	0.001	0.997
Scrubs	-0.672	0.976	0.473	0.491	-0.990	0.861	1.322	0.250
RI	0.227	0.039	32.406	< 0.001	0.179	0.029	39.012	< 0.001

Roe deer								
	TR _{grid}				ATLRMTE+TR _{grid}			
	B	SE	Wald	Sig.	B	SE	Wald	Sig.
Intercept	-0.940	0.692	1.841	0.175	-2.209	0.589	15.626	< 0.001
Slope	-0.127	0.035	13.297	< 0.001	-0.020	0.022	0.765	0.382
Forest	0.268	1.284	0.044	0.834	5.531	1.033	28.642	< 0.001
Crops	1.576	0.934	2.847	0.042	2.209	0.833	7.020	0.008
RI	0.148	0.042	12.277	< 0.001	0.166	0.030	30.177	< 0.001

Red deer								
	TR _{grid}				ATLRMTE+TR _{grid}			
	B	SE	Wald	Sig.	B	SE	Wald	Sig.
Intercept	-1.646	1.225	1.806	0.179	-0.409	0.951	0.186	0.667
Slope	-0.125	0.045	7.693	0.005	-0.082	0.037	4.797	0.028
Forest	-0.137	1.916	0.005	0.942	3.784	1.728	4.794	0.028
Crops	1.845	1.532	1.145	0.228	1.534	1.498	1.048	0.306
RI	0.309	0.084	13.541	< 0.001	0.039	0.049	0.644	0.422

Temporal repeatability

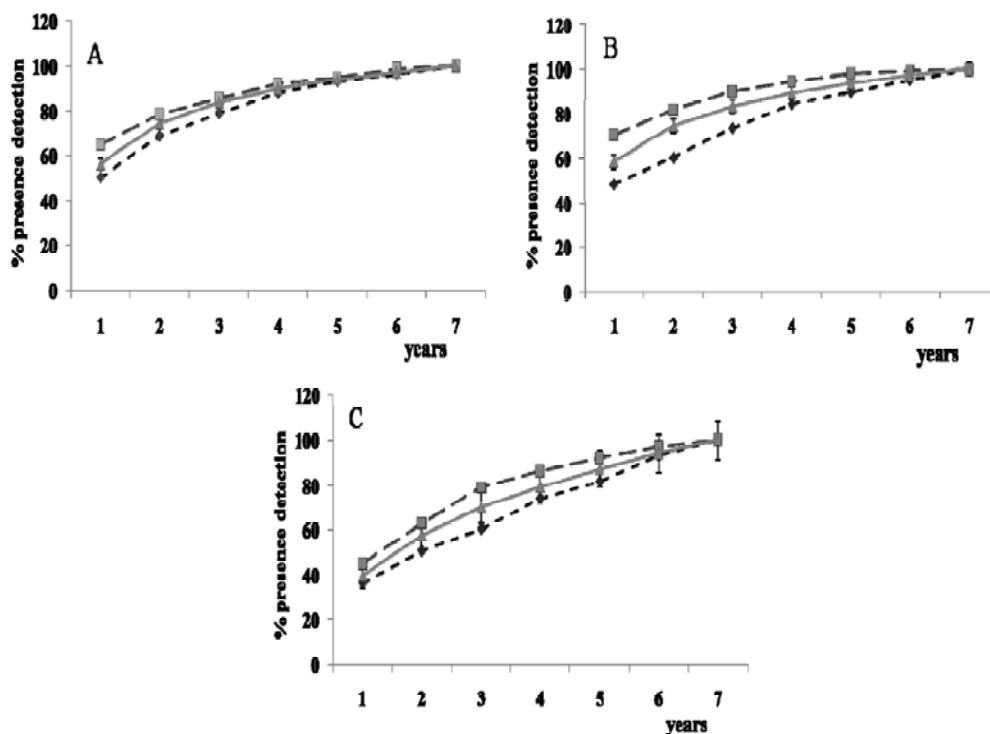
The number of positive grids in a year was highly correlated with the number of road kills in that year for all three species studied: wild boar ($r_s = 0.829$, $p = 0.021$); roe deer ($r_s = 0.969$, $p < 0.001$), and red deer ($R^2 = 0.860$, $p = 0.013$). The number of positive grids varied slightly across years for wild boar (CV = 8.3%), red deer (CV = 14.9%) and red deer (CV = 9.9%).



Spearman rank correlations were significant for wild boar ($r_s = 0.440 \pm 0.044$; Fisher’s combined test, $\chi^2_{14} = 193.41$, $p < 0.001$), roe deer ($r_s = 0.525 \pm 0.043$; Fisher’s combined test, $\chi^2_{14} = 193.41$, $p < 0.001$), and red deer ($r_s = 0.362 \pm 0.123$; Fisher’s combined test, $\chi^2_{14} = 161.50$, $p < 0.001$). The number of years with the presence of the three species observed in a grid was correlated with the total number of traffic reports in that grid: wild boar ($r_s = 0.950$, $p < 0.001$); roe deer ($r_s = 0.953$, $p < 0.001$), and red deer ($r_s = 0.964$, $p < 0.001$).

According to the accumulation curves (Figure 91), three years are necessary for the wild boar to reach 85% of the total distribution known for the study period, ordering annual data from (85.71%). For the average curve (89.9%) or the chronological curve (88.0%) the number of years would be four. In roe deer, the accumulation curve surpasses 85% in the third year (89.9%); the average curve in fourth (89.3%) and the chronological curve in the fifth (89.7%). For red deer, more years are required: four for the accumulation curve (86.3%), five for the average curve (87.2%) and six for the chronological curve (92.9%).

Figura 91. Curves showing the accumulation percentage of grids with presence identified along the study period. The curves were computed using three methodologies: A) the annual data ordered according to a decreasing number of positive grids; B) the average curve, obtained by randomising the input of annual data and developing 100 permutations; C) the annual data ordered according to a chronological sequence.





For the three species studied, repeatability increased with the RI (in wild boar $r_s = 0.441$, $p < 0.001$; in roe deer $r_s = 0.220$, $p < 0.001$; in red deer $r_s = 0.201$, $p = 0.001$). Land uses were significant but varied among species. For wild boar, repeatability decreased with the percentage of pasture ($r_s = -0.126$, $p = 0.001$) and increased with the proportion of forest ($r_s = 0.130$, $p < 0.001$). The continuous presence over the years of roe deer increased with the percentage of forest ($r_s = 0.218$, $p < 0.001$) and scrubs ($r_s = 0.130$, $p = 0.003$). Increases in slope ($r_s = 0.209$, $p < 0.001$) and altitude ($r_s = 0.121$, $p = 0.006$) were also favourable to species detection. For red deer repeatability increased with the percentage of forest but decreases in slope ($r_s = 0.195$, $p = 0.006$) were also favourable to species detection.

V.8.4. Discussion

The volume of data concerning road collisions with wild animals is enormous considering that all of them are potentially subject to death in traffic incidents and that road kills are widespread around the world, especially in developing countries, where road networks are more dense (Romin & Bissonnette 1996, Groot Bruinderink & Hazebroek 1996, Coelho *et al.* 2008, Eloff & van Niekerk 2008, Smith-Patten & Patten 2008, Brockie *et al.* 2009). These useful data from traffic safety reports could be used in animal studies for different goals, although with some restrictions. Our analysis suggests that reports on animal-vehicle collisions can help to expand our knowledge about species distribution. However, this source should only be considered complementary and cannot replace other standardised census methodologies because its reliability is strongly dependent on spatial variables. Sampling techniques based on road kills are not systematic and depend on factors such as the volume or speed of the traffic (Malo *et al.* 2004, Seiler 2005). Accordingly, sampling effort varies among road segments. Another important factor is the ecological characteristics and the requirements of the species in question (Peris *et al.* 2005). Owing to these factors, the probability of detecting the presence of species based on traffic reports varies among grids. Considering the topography and the regional distribution of human settlements, this methodology seems to be most reliable in two situations. The first is on the plateau, where species populations are lower owing to a lack of suitable habitats, but also where the road index reaches the highest values because of the radial configuration of the road network centred around the regional capital. In this area, traffic reports could be one of the best methods for identifying the presence of species, as demonstrated by the considerable proportion of TR_{grids} located in the centre of the region. The second situation occurs in the grids with moderate road indices and grids located in areas suitable for the species studied here. These areas are frequented by naturalists, researchers and hunters, and hence the presence of ungulates is usually known beforehand ($ALRMTE + TR_{grids}$). TR_{grids} have a higher proportion of croplands and higher road indices, but lower percentages of natural vegetation cover and lower slopes than $ALRMTE + TR_{grids}$. This method was unable to



detect species present in the ALRMTE_{grids}, which have a lower average RI than the other types of grids and lower proportions of suitable habitats than ALRMTE+TR_{grids}. In many cases these grids are located in roadless zones of the mountainous periphery, sometimes with a considerable percentage of the area above the bioclimatic stages with suitable habitats for these species, where the probabilities of collision are reduced and hence other methods of data collection would be more reliable. This justifies the diversification of the sources of information and census techniques in order to obtain the spatial species distributions closest to reality. The relevance of the road index and land uses may be more useful for other areas, whereas topographical variables are more related to the inherent characteristics of the study region.

However, data on presence based on point observations such as road kill must be taken with caution, because the animals involved may be dispersed or vagrant individuals without well-established populations in the area. This is especially important in the case of large carnivores with wide ranges of movement and dispersion. In this sense, road kill sites could be considered as probable areas of species presence. The temporal repeatability in the detection of species presence reduces this uncertainty. According to our results, changes across time become less common as the road index and the area suitable for the species increase. In the study region, repeatability is higher in the mountainous surroundings than on the plateau, especially in the case of roe deer and red deer, whose populations are more prominent in forested areas.

Despite the limitations, the large volume of data stored by traffic reports offers a continuous and cheap source of information, with coverage equivalent to nearly the whole territory, and no further resources are required. This coverage is an advantage with respect to other data sources used in the preparation of atlases, where the distributions depicted are merely a compendium of data from individual and collective field works, but with a heterogeneous spatial sampling effort. Flora and fauna inventories are more exhaustive in certain zones, such as natural parks, areas close to universities and research centres or sites with powerful naturalist associations. Nevertheless, in addition to well-known areas there are vast deserted territories where knowledge of animal distribution is much more limited. This method based on personal contributions introduces bias in the final distribution, although different from the bias obtained using road kills as a source of information. The complementary use of both methods helps to reduce bias and improve the results.

Several organisations periodically or continuously record road kill data for conservation or traffic safety purposes. However, most of the data, especially when they involve small species, are not recorded and the information is lost. In many parts, only information about collisions with large mammals and birds is available; such information is systematically



recorded in reports drafted by the traffic authorities because this type of collision represents a threat to traffic safety and causes damage to property and human beings (Conover *et al.* 1995, Bissonette *et al.* 2008). Owing to their large body mass and their population sizes, ungulates are the main group reported. The information concerning road kills involving other groups such as invertebrates, reptiles, amphibians, or small- and medium-sized birds and mammals is still scarce and has not been compiled systematically at large scale because groups of small-sized animals are not usually involved in serious traffic accidents. Future studies should attempt to monitor not only large-ungulate/vehicle collisions, which usually have a low impact on animal populations, but also to systematically report collisions with small and medium-sized vertebrates, especially those threatened by extinction. Such information would facilitate the localisation of hotspots on which mitigation measures could be focused. These reports should include variables of interest such as the age or sex of the animal involved in order to gain further insight into the consequences of road kills. Environmental and road agencies should adopt standardised processes for reporting road kills in order to ensure the validity of the data. An unequivocal identification over time of a certain point in a complex system such as a road network could be complicated at broad spatial scale; changes in road entitlement, or the improvement and construction of roads, could introduce modifications that would hinder the spatial location of road kills. Moreover, limited spatial accuracy reduces the usefulness and reliability of the results based on road kills (Gunson *et al.* 2009). The use of GPS systems to record the UTM coordinates could probably prevent confusion in the actual location of collisions and could contribute to an easier, faster and more effective data treatment.

In conclusion, traffic reports of wildlife-vehicle collisions offer a useful source of information that can be used not only in the wildlife-road tandem but also in other zoological studies, such as those addressing species distribution. If correct knowledge of species distribution is a previous step to implementing management and conservation policies, it is necessary to use all the data sources available, particularly when the economic resources destined to aims are not insufficient. There are other indirect methods - agricultural damage (Vecellio *et al.* 1994, Beasley & Rhodes 2008), attacks on livestock (Camarra 1987, Stahl *et al.* 2001, Woodroffe *et al.* 2005), and hunting statistics (Telleria & Sáez-Royuela 1984, Cattadori *et al.* 2003) that have been used to infer ecological information about study species. The data from these sources are compiled continuously too, and may be useful after a process of filtering and critical analysis. The use of such indirect sources demands the creation of adequate fluxes of information among the administrations and social organisations involved, favouring multidisciplinary focuses and optimising available resources.



Acknowledgements - The traffic reports used in this research were contributed by the Traffic Subsectors of the Provincial Detachments of the “Guardia Civil”, the Department of Public Works and the Department of Environment of the “Junta de Castilla y León” (special thanks to Mr. Fernando Benito), and the Provincial Headquarters and the Traffic Safety Observatory both belonging to “Dirección General de Tráfico” (especial thanks to Mr. Luis Balasch and Mr. Fernando Domínguez). This research has been supported by a pre-doctoral scholarship from the “Junta de Castilla y León” (Spain).

V.8.5. Bibliography

- Abaigar, T. (1992). Paramètres de la reproduction chez le sanglier (*Sus scrofa*) dans le sud-est de la péninsule ibérique. *Mammalia* 56 : 245-250.
- Acevedo, P., Delibes-Mateos, M., Escudero, M. A., Vicente, J., Marco, J., Gortazar, C. (2005). Environmental constraints in the colonization sequence of roe deer (*Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758) across the Iberian Mountains, Spain. *Journal of Biogeography* 32: 1671-1680.
- Baker, P. J., Harris, S., Robertson, C. P. J., Saunders, G., White, P. C. L. (2004). Is it possible to monitor mammal population changes from counts of road traffic casualties? An analysis using Bristol's red foxes *Vulpes vulpes* as an example. *Mammal Review* 34: 115-130.
- Beasley, J. C., Rhodes, O. E. (2008). Relationship between raccoon abundance and crop damage. *Human-Wildlife Conflicts* 2: 248-259.
- Bissonette, J., Kassar, C., Cook, L. J. (2008). Assessment of costs associated with deer-vehicle collisions: human death and injury, vehicle damage, and deer loss. *Human-Wildlife Conflicts* 2: 17-27.
- 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: 123-134.
- Camarra, J. J. (1987). Changes in brown bear predation on livestock in the western French Pyrenees from 1968 to 1979. *International Conference on Bear Research and Management* 6: 183-186.
- Carranza, J. (2007). *Cervus elaphus* Linnaeus 1758. In: Palomo, J. L., Gisbert, J., Blanco, J. C. (Eds.), *Atlas y libro rojo de los mamíferos de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid. Pp. 352-355. (In 'Spanish').
- Cattadori, I. M., Haydon, D. T., Thirgood, S. J., Hudson, P. J. (2003). Are indirect measures of abundance a useful index of population density? The case of red grouse harvesting. *Oikos* 100: 439-446.
- Ciucci, P., Guillaume, C., Guberti, V., Boitani, L. (2007). Estimation of mortality parameters from (biased) samples at death: are we getting the biases right in wildlife field studies? A response to Lovari et al. 2007. *Journal of Zoology* 273: 125-127.
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B., Gunson, K. (2001). Drainage culverts as habitat linkages and factors affecting passage by mammals. *Journal of Applied Ecology* 38: 1340-1349.
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B., Gunson, K. E. (2003). Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road kill aggregations. *Biological Conservation* 109: 15-26.



Coelho, I. P., Kindel, A., Coelho, A. V. P. (2008). Road kills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. *European Journal of Wildlife Research* 54: 689-699.

Colwell, R. K. (2005). EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.

Conover, M. R., Pitt, W. C., Kessler, K. K., Dubow, T. J., Sanborn, W. A. (1995). Review of human injuries, illnesses and economic losses caused by wildlife in the United States. *Wildlife Society Bulletin* 23: 407-414.

Dodd, K. C., Barachivich, W. J., Smith, L. L. (2004). Effectiveness of a barrier wall and culverts in reducing wildlife mortality on a heavily travelled highway in Florida. *Biological Conservation* 118: 619-631.

Eloff, P., van Niekerk, A. (2008). Temporal patterns of animal-related traffic accidents in the Eastern Cape, South Africa. *South African Journal of Wildlife Research* 38: 153-162.

Engeman, R. M. (2004). Use of road kill data to index and relate raccoon activity at a heavily predated high density marine turtle nesting beach. *Endangered Species Update* 21: 74-79.

Farrell, M. C., Tappe, P. (2007). County-level factors contributing to deer-vehicle collisions in Arkansas. *Journal of Wildlife Management* 71: 2727-2731.

Finder, A., Roseberry, J. L., Woolf, A. (1999). Site and landscape conditions at white-tailed deer/vehicle collision locations in Illinois. *Landscape & Urban Planning* 44: 77-85.

Forman, R. T. T., Alexander, L. E. (1998). Roads and their Major Ecological Effects. *Annual Review of Ecology Evolution & Systematics* 29: 207-231.

Gomes, L., Grilo, C., Silva, C., Mira, A. (2009). Identification methods and deterministic factors of owl road kill hotspots in Mediterranean landscapes. *Ecological Research* 24: 355-370.

Grilo, C., Bissonette, J. A., Santos-Reis, M. (2008). Response of carnivores to existing highway culverts and underpasses: implications for road planning and mitigation. *Biodiversity & Conservation* 17: 1685-1699.

Groot Bruinderink, G. W. T. A., Hazebroek, E. (1996). Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology* 10: 1059-1067.

Gunson, K. E., Clevenger, A. P., Ford, A. T., Bissonette, J. A., Hardy, A. (2009). A comparison of data set varying in spatial accuracy used to predict the occurrence of vehicle collisions. *Environmental Management* 44: 268-277.

Hawbaker, T. J., Radeloff, V. C., Hammer, R. B., Clayton, M. K. (2004). Road density and landscape pattern in relation to housing density, land ownership, land cover, and soils. *Landscape Ecology* 20: 609-625.

Hicks, A. C. (1993). Using road kills as an index to moose population change. *Alces* 29: 243-247.

Hosmer, D. W., Lemeshow, S. (1989). Applied Logistic Regression. John Wiley and Sons, New York.

Kolowski, J. M., Nielsen, C. K. (2008). Using Penrose distance to identify potential risk of wildlife-vehicle collisions. *Biological Conservation* 141: 1119-1128.

Loughry, W. J., McDonough, C. M. (1996). Are road kills valid indicators of armadillo population structure? *American Midland Naturalist* 135: 53-59.



- Lovari, S., Sforzi, A., Scala, C., Fico, R. (2007). Mortality parameters of the wolf in Italy: does the wolf keep himself from the door? *Journal of Zoology* 272: 117-124.
- Mallick, S. A., Hocking, G. J., Driessen, M. M. (1998). Road kills of the eastern barred bandicoot (*Perameles gunnii*) in Tasmania: an index of abundance. *Wildlife Research* 2: 139-145.
- Malo, J. E., Suárez, F., Díez, A. (2004). Can we mitigate animal–vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology* 41: 701-710.
- Mata, C., Hervás, I., Herranz, J., Suárez, F., Malo, J. E. (2005). Complementary use by vertebrates of crossing structures along a fenced Spanish motorway. *Biological Conservation* 124: 397-405.
- McCaffery, K. R. (1973). Road kills show trends in Wisconsin deer populations. *Journal of Wildlife Management* 37: 212-216.
- Mysterud, A. (2004). Temporal variation in the number of car-killed red deer *Cervus elaphus* in Norway. *Wildlife Biology* 10: 203-210.
- Palomo, J. L., Gisbert, J., Blanco, J. C. (Eds.) (2007). Atlas de los mamíferos terrestres de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza – SECEM – SECEMU, Madrid. (In ‘Spanish’)
- Peris, S., Baquedano, R., Sánchez, A., Pescador, M. (2005). Mortalidad del jabalí (*Sus scrofa*) en carreteras de la provincia de Salamanca (NO de España): ¿Influencia de su comportamiento social? (In ‘Spanish’ with English summary: Road mortality of wild boar (*Sus scrofa*) in Salamanca province (NW Spain) Influence of its social behaviour?). *Galemys* 17: 13-23.
- Putman, R. J. (1997). Deer and road traffic: options for management. *Journal of Environmental Management* 51: 43-57.
- Ramp, D., Caldwell, J., Edwards, K., Warton, D., Croft, D. (2005). Modelling of wildlife fatality hotspots along the Snowy Mountains Highway in New South Wales. Australia. *Biological Conservation* 126: 474-490.
- Romin, L. A., Bissonette, J. A. (1996). Deer-vehicle collisions: status of state monitoring activities and mitigation efforts. *Wildlife Society Bulletin* 24: 276-283.
- Rosell, C., Herrero, J. (2007). *Sus scrofa* Linnaeus. 1758. In: Palomo, J. L., Gisbert, J., Blanco, J. C. (Eds.), *Atlas y libro rojo de los mamíferos de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid. Pp. 348–351. (In ‘Spanish’)
- Rost, G., Bailey, J. (1979). Distribution of mule deer and elk in relation to roads. *Journal of Wildlife Management* 43: 634-641.
- Sáez-Royuela, C., Tellería, J. L. (2008). The increased population of the Wild Boar (*Sus scrofa* L.) in Europe. *Mammal Review* 16: 97-101.
- Saeki, M., Macdonald, D. W. (2004). The effects of traffic on the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides viverrinus*) and other mammals in Japan. *Biological Conservation* 118: 559-571.
- San José, C. (2007). *Capreolus capreolus* Linnaeus. 1758. In: Palomo, J. L., Gisbert, J., Blanco, J. C. (Eds.), *Atlas y libro rojo de los mamíferos de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid. Pp. 359-361. (In ‘Spanish’)
- Saunders, S. C., Mislivets, M. R., Chen, J., Cleland, D. T. (2002). Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the Northern Great Lakes Region, USA. *Biological Conservation* 103: 209-225.
- Seiler, A. (2004). Trends and spatial pattern in ungulate–vehicle collisions in Sweden. *Wildlife Biology* 10: 301-313.



- Seiler, A. (2005). Predicting locations of moose–vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology* 22: 371-382.
- Smith–Patten, B., Patten, M. (2008). Diversity, seasonality, and context of mammalian roadkills in the Southern Great Plains. *Environmental Management* 41: 844-852.
- Slater, F. M. (2002). An assessment of wildlife road casualties: the potential discrepancy between numbers counted and numbers killed. *Web Ecology* 3: 33-42.
- Stahl, P., Vandel, J. M., Herrenschmidt, V., Migot, P. (2001). Predation on livestock by an expanding reintroduced lynx population: long–term trend and spatial variability. *Journal of Applied Ecology* 38: 674-687.
- Tellería, J. L., Sáez–Royuela, C. (1984). The large mammals of Central Spain. An introductory view. *Mammal Review* 14: 51-56.
- Vecellio, G. M., Yahner, R. H., Storm, G. L. (1994). Crop damage by deer at Gettysburg Park. *Wildlife Society Bulletin* 22: 89-93.
- Virgós, E., Tellería, J. L. (1998). Roe deer habitat selection in Spain: constraints on the distribution of a species. *Canadian Journal of Zoology* 76: 1294-1299.
- Widenmaier, K., Fahrig, L. (2006). Inferring white–tailed deer (*Odocoileus virginianus*) population dynamics from wildlife collisions in the City of Ottawa. In: Irwin, C. L., Garrett, P., McDermott, K. P. (Eds.), *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation*. Center for Transportation and the Environment, San Diego, California. Pp. 589-602.
- Woodroffe, R., Lindsey, P., Romañach, S., Stein, A., ole Ranah, S. M. K. (2005). Livestock predation by endangered African wild dogs (*Lycaon pictus*) in northern Kenya. *Biological Conservation* 124: 225-234.



Resultados 9

Evolución reciente de las colisiones de vehículos con fauna en Castilla y León.

Henry David Thoreau

Efectos de la autocorrelación, tamaño muestral y selección de pseudo-ausencias en la precisión de los modelos espaciales de distribución empleando datos de atropello para seis especies de diferentes requerimientos ecológicos

Effects of autocorrelation, sample size and pseudo-absence selection in the accuracy of spatial distribution models using road-kill data for six species of different ecological requirements



E

ffects of autocorrelation, sample size and pseudo-absence selection in the accuracy of spatial distribution models using road-kill data for six species of different ecological requirements

Colino-Rabanal, V.J.*¹, Lizana, M.¹, Peris, S.J.¹

¹Section of Zoology. *Department of Animal Biology, Parasitology, Ecology, Soil Science and Agrochemistry.* University of Salamanca. Campus Miguel de Unamuno. 37071 Salamanca, Spain.

Resumen

[Los siempre escasos fondos empleados en trabajos de campos y muestreos exige el empleo de cualquier clase de información que arroje conocimiento sobre la distribución espacial de las especies de fauna. Se ha demostrado que herbarios o colecciones de fauna proporcionan datos útiles para los modelos espaciales. Sin embargo, estas fuentes presentan limitaciones por el sesgo inherente a los muestreos no-estandarizados. En este estudio evaluamos para otra fuente de información, los atropellos registrados en forma de partes de accidente, el efecto del tamaño muestral, la autocorrelación entre datos usados en calibración y validación de los modelos, y el uso de diferentes background en el funcionamiento de los modelos. La distribución de los atropellos presenta un sesgo ambiental debido a las variables del tráfico y la distribución de la red viaria. Profundizar en ese sesgo permite diseñar, mediante grupos-objetivo y mapas auto-organizativos, pseudo-ausencias con un sesgo similar al set de datos de presencia. Se emplearon 6 especies con requerimientos ecológicos diferenciados (3 de amplia distribución: jabalí, zorro, lobo; y 3 con distribución restringida a la periferia montañosa: corzo, ciervo, tejón) empleando 18,740 partes de accidentes localizados en Castilla y León (NO España). La precisión de los modelos fue mayor para especies de distribución reducida. La precisión aumentó con el tamaño muestral. La autocorrelación espacial, por la falta de independencia entre los datos empleados en la elaboración de los modelos y los datos utilizados para testarlos, incrementó artificialmente la precisión. Los modelos fueron mejores empleando grupos-objetivo para las especies de amplia distribución, y utilizando un background uniforme o basado en los mapas auto-organizativos para las de distribución más restringida.

Palabras clave: *background, muestras sesgadas, tamaño muestral, autocorrelación.*



Abstract

The scarce funds always assigned to fieldwork and surveys demand the utilization of any kind of data source to increase our knowledge about species distribution. It has been demonstrated that herbariums and animal collections provide useful presence data for spatial distribution models, a tool with a growing number of applications in biological sciences. However, these sources are limited by the inherent bias of non-standardized samplings. In this study we wanted to evaluate another data source, reported road-kills, the effect of sample size, the autocorrelation between calibration and validation data and the use of different background data in model performance. Road-kill distribution is characterized by geographical and environmental biases due to traffic variables and road-network spatial distribution. Knowing better bias distribution allowed us to design, using target-groups and self-organizing maps, pseudo-absences with similar bias to occurrence dataset. We modelled the spatial distribution for six species with different ecological requirements (three wide-spread in the region – wild boar, red fox, wolf - and another three with a more restricted distribution linked to the mountainous and forested areas – roe deer, red deer, badger -) using a total of 18,740 reports of road-kills which occurred in the Castile and Leon region (NW Spain). Model accuracy was higher for species with restricted distributions. Sample size also increased model accuracy for all species. Spatial autocorrelation, because of non-independence between training and test data, artificially increased model performance. Accuracy varied with the background data, being higher with target-groups for wide-spread species, and uniformly distributed at random or based on self-organizing maps for more restricted species.

Keywords: background data, sampling bias, sample size, autocorrelation, species' spatial distribution models, road-kills.

V.9.1. Introduction

Modelling the spatial distribution and the ecological requirements of species has been widely developed in recent years with objectives related to conservation, management, ecology and evolutionary research subjects (Araujo & Williams 2000, Guisan & Thuiller 2005, Graham *et al.* 2005, Thuiller *et al.* 2005). One of the reasons for model success is that they can make good use of the large quantity of information stored in herbariums or animal collections in universities and museums and those data sets collected by naturalists, conservationist associations or researchers (Dennis & Hardy 1999, Reutter *et al.* 2003, Elith & Leathwick 2007, Loiselle *et al.*, 2008, Newbold 2010). The exploitation of these data constitutes a valuable source of information, above all considering the scarce funds



destined to field surveys with wide territorial coverage. However, the potential of other sources of information, such as large reported road-kill datasets at regional scale has been scarcely exploited. For large and medium size mammals, traffic reports are a cheap and quite reliable data source (Seiler 2004).

Species' distribution modelling has been performed using two main approaches. One possibility is the models based on presence-absence data, but in many cases information about absences are not available, and, even accessible, it is difficult to assert that those absences are true. To overcome these difficulties, novel techniques based on presence data exclusively have been developed (Nix 1986, Carpenter *et al.* 1993, Stockwell & Peters 1999, Phillips *et al.* 2006, 2008). These models are constructed by the comparison of the occurrence data with the whole range of the environmental variables in the region of study, where the available environment is measured by a large quantity of sample points called background or pseudo-absence points. We decided to use presence-only models because the studied species have been extirpated from part of their original range and we wanted to assess the effect of several factors on model accuracy using this kind of data source.

The accuracy of the models varies with the method selected to model species' spatial distribution (Elith *et al.* 2006) and also depends on the study area and the species' environmental requirements, being less accurate for those species with broader geographical ranges and lower ecological tolerances (Segurado & Araujo 2004, Elith *et al.* 2006, Luoto *et al.* 2005, Hernández *et al.* 2006). Model success varies with sample size, the accuracy increasing with the number of occurrences (Stockwell & Peterson 2002, Kadmon *et al.* 2003, McPherson *et al.* 2004, Hernández *et al.* 2006, Wisz *et al.* 2007). The relation between model accuracy and sample size follows a cumulative exponential distribution function with larger increments for sample sizes and lower improvements as the number of presences increases until an asymptote is reached. The number of presences needed to reach this asymptote varies with the ecological requirements of the species, the characteristics of the study area and the quality of environmental and presence data, those species with large ranges needing more occurrence points (Hernández *et al.* 2006). Other elements, such as the grain size and the resolution of environmental layers, also affect predictive performance of spatial distribution models (Guisan *et al.* 2007, Seo *et al.* 2009).

Apart from these factors, one of the most important elements that affects the performance of spatial distribution models is the presence dataset itself. Thus, both data from collections (Reddy & Davalos 2003, Schulman *et al.* 2007) or road-kill datasets often exhibit strong spatial biases regarding the survey effort. Most of the data collected are not the result of standardized census techniques. In the case of road-kills, the spatial locations are not only explained by environmental variables, but also by parameters of the road



network and the traffic characteristics (Malo *et al.* 2004, Seiler 2005). Thus, a higher proportion of road-kills are located on major roads with high traffic density and speed. Moreover, although roads are one of the most conspicuous elements in landscapes they are not randomly distributed, but tend to be concentrated in certain landscape units. This heterogeneity in sampling effort can distort the model results, since alien variables are introduced into modelled event. Ignoring geographical aspects can lead to biases in the environmental space and, consequently, bias in the models fit (Phillips *et al.* 2009). If we do not consider those biases the results of the models would correspond more to the survey effort than to the actual species distribution. This problem is more relevant in presence models because presence–absence models are less influenced by bias in sampling effort (Zadrozny 2004). One of the possible approaches evaluated to minimize bias effect and to increase model performance is to explore different background data (Zaniewski *et al.* 2002, Engler *et al.* 2004, Lütolf *et al.* 2006, Phillips *et al.* 2009). When we model the species spatial distribution using presence-data, the selection of the background data plays an important role in the model parameterization and consistent with its accuracy (Lütolf *et al.* 2006, Chefaoui & Lobo 2008, VanDerWal *et al.* 2009). Background samples are commonly chosen uniformly at random from the study region in order to identify the species' habitat selection within the existing environmental ranges in the study region. For biased samples Phillips *et al.* (2009) managed to increase model success constructing a pseudo-absence dataset with similar bias to the presence sample. Models with this pseudo-absence design are focused not on the survey effort, but on the actual differences between presences and background data. To obtain a pseudo-absence dataset with similar bias to occurrence data, we have to know which explanatory factors contribute to define the distribution of the sample selection, but this could be a difficult issue, since the spatial incidence of these factors is usually unknown in a precise way. Phillips *et al.* (2009) solved this problem using, from the same herbariums and animal collections, the occurrence data for the so-called target species, which are detected with the same methods as those species that are being modelled (Ponder *et al.* 2001). However, in the case of road-kills the explanatory factors are better understood and correspond to the traffic parameters of each road and the spatial distribution of the road network. Both are the main causes responsible for biases in presence datasets based on road-kills. Being aware of this fact, we can compile background data with similar bias to the occurrence distribution. For example, it would be possible to establish road-kill patterns exclusively based on traffic parameters using self-organizing maps (SOM) and design a pseudo-absence distribution with the same proportion of data in each pattern.

Besides data quality, knowing the spatial relationship between training and test data is also important. When an independent presence dataset to validate the models is unavailable, a common practice is to split the whole dataset into subsets, one for calibration and the other for the validation of the models. If both data subsets are spatially auto-correlated,



the perceived ability of models to make predictions in space could be increased (Randin *et al.* 2006, Segurado *et al.* 2006, Dormann *et al.* 2007, Veloz 2009). In the case of non-independence between calibration and test data, it is necessary to account for the effects of spatial correlation in order to obtain more realistic measures of model accuracy.

The objective of this study is to evaluate the factors that influence the accuracy of the spatial distribution models for six species of large-size mammals with different ecological requirements using road-kill data collected in traffic reports. The intrinsic nature of road-kill data, characterized by its spatial autocorrelation and the bias in sampling effort, can affect the model accuracy and mask the actual model performance. To test the effect of autocorrelation, sample size was divided in training and test data in two different ways, at random and with a stratified selection. With those sample divisions we also evaluated the use of three kinds of pseudo-absence to increase the model quality. Furthermore, we used the large sample sizes for these species obtained with this method to test the increase of model quality with the increment of sample size for the model's performance. An increase in the knowledge of the factors that influence the accuracy of the spatial distribution models based on this kind of data, or other dataset with similar characteristics will facilitate the improvement of models and the appropriate interpretation of the results in order to improve decision-making in conservation and environmental management aims, to determine sites of high candidacy for reintroductions or to locate additional surveys. This can be especially useful in low-sampled areas and, more generally, wherever the road networks have a certain level of development, considering the limited funds assigned to standardized samplings.

V.9.2. Materials and Methods

Area and species of study

The study was located in Castilla and León, in the Northwest of the Iberian Peninsula. This territory, which has a surface of 92,223 Km², is characterized by the contrasts in its landscape. The strong environmental gradients within the region favour the study of those elements that could influence distribution models' success. The centre of the region is a sedimentary plateau around the Duero River, intensively transformed in croplands with an average altitude of 800 m., a mean temperature above 10^o C and an annual precipitation of 450 mm. Surrounding the plateau there is a continuity of mountainous zones with forested areas and landscapes in mosaic with summits above 2000 m, colder and more humid than the plateau. We model the distribution of six species with different ecological characteristics and requirements; three ungulates: the red deer *Cervus elaphus*, the roe deer *Capreolus capreolus* and the wild boar *Sus scrofa*; and three species of carnivores: the



wolf *Canis lupus*, the badger *Meles meles* and the red fox *Vulpes vulpes*. The roe deer and the red deer are linked to the forested areas of the mountains. The red deer has a smaller area of distribution than the roe deer. Badger distribution is also related to the forested and wooded pastures. The other three species show a higher ecological plasticity, being capable of performing in nearly any environment. The distribution of the red fox and the wild boar spans the entire region except for certain areas of the plateau completely transformed in croplands. The highest densities for the wild boar are found in the forested areas of the mountainous surroundings and the irrigated crops of maize in the meadows of the main rivers. The wolf is also well-distributed in the region except for certain zones in the centre and south where conflicts with the cattle farmers make the species' consolidation difficult. The present distribution of these species, perhaps with the exception of the red fox and wild boar, is smaller than expected due to the land use changes and past and current hunting pressure. Nevertheless, most of these species are increasing their population densities because of rural depopulation and the related increase of shrub and forest areas.

Data collection

Animal-vehicle collisions used in the models were obtained from the traffic reports of the traffic safety authority, the Guardia Civil, from 2002 to 2008. The report coverage did not vary among areas within the road network of the region. The accuracy of the road-kills is ± 50 metres (data are recorded in hectometres). The total number of traffic reports included in this study was 18,470: wild boar (8,122), roe deer (7,880), red deer (1,427), red fox (864), wolf (83), badger (94).

To construct the models, we included in the analysis those eco-geographical variables that could influence the distribution of the studied species. The models considered 7 uncorrelated ($r < 0.750$) variables grouped in three types of environmental factors: *topographical* – altitude and slope that were derived from a digital elevation model based on contour lines elaborated by the Geographical Institute of Spain with a 25-metre resolution; *climatic* – maximum, average and minimum temperatures and precipitation were obtained from Worldclim version 1.4 (Hijmans *et al.* 2005), which is a set of global climate layers obtained through interpolation of climate data from weather stations on a 30'' grid (1 km² resolution). The evapotranspiration layer was obtained from the SIGA (2005); *land use* – we used the cartography developed in the Corine Land Cover project at a scale of 1:200000. Corine classes were grouped in 9 categories: 1) forest: composed by mixed forest, coniferous forest, broad-leaved forest; 2) scrub: moors and heathland, sclerophyllous vegetation and transitional woodland scrub; 3) grasslands; 4) non-irrigated crops; composed by non-irrigated arable land, vineyard, fruit trees and annual crops



associated with permanent crops, 5) permanently irrigated land; 6) water bodies; 7) heterogeneous areas: composed by agricultural land with natural vegetation and agro-forestry areas; 8) open spaces with little or no vegetation: constituted by bare rock, and areas with sparse vegetation; 9) artificial surfaces. A grid cell size of 1 × 1 km was the resolution used for all variables. With the exception of land cover, environmental variables were continuous and quantitative.

To create one of the pseudo-absence datasets it is necessary to identify which traffic variables are significant to explain the spatial distribution of the reported road-kills. The sinuosity, which can be defined as the distance between two points measured along the road divided by the straight line distance between the two points, was calculated from digitalized topographical maps (scale 1:50,000) in stretches of 1 kilometre. The traffic volumes and speeds in the Castile and Leon road network were extracted from the maps developed by the traffic authorities of Spain and the Regional Government.

Models construction

We used the version 1.8.2 of Maxent software. Maxent is a learning machine method which uses the maximum entropy for modelling species' distributions and classifies squares with a continuous value of probability of occurrence between 0 and 1. (Phillips *et al.* 2006). It has been shown to perform well in comparison with alternative approaches (Elith *et al.* 2006). Recommended default values were used. The maximum number of iterations was 500. Suitable regularization values, included to reduce overfitting, were selected automatically by the program.

We do not have an independent presence dataset available to test the models. In this case, the most common strategy for evaluating model quality is to divide the whole sample in two groups: the training data and the test data (Fielding & Bell 1997, Peterson & Shaw 2003). In this study the sample was divided into two groups for each species: 70% was used as training data to build the models; and 30% as independent test data not used to calibrate the models. However, this data selection must be taken with precaution because road-kill data are usually spatially auto-correlated and tend to concentrate in road segments which have certain characteristics of the traffic and the type of road, the topography and the uses of the surrounding land. The autocorrelation between calibration and validation datasets could inflate the actual accuracy of the models (Veloz 2009). If we select the test data at random, the test sample would have the same bias as the whole dataset and model accuracy would be artificially increased. To achieve a more suitable test dataset to evaluate the model ability to predict species distribution, we chose a stratified selection –once more 70% for calibration and 30% for validation- using a spatial filter based



on a 10x10 km UTM grid. As a criterion we used the selection of 70% of the test data from the third with the largest number of road-kill occurrences and the other 30% was extracted from the two lower thirds. Within both groups, we selected the same number of road-kills per grid. To compare the autocorrelation effect we selected calibration and test data in both ways, random and stratified. As road-kills reported for large mammals are numerous our aim was to assess how sample size can influence the predictive potential of the models (Stockwell & Peterson 2002, Pearson *et al.* 2007). The effect of the sample size was evaluated selecting, at random, 9 different sample sizes from each one of the training dataset. The sample sizes of training datasets were 10, 25, 50, 100, 250, 500, 1000, 2500 and 5000 road-kills for wild boar and roe deer. For the red deer and the red fox we only established 6 sample sizes (10, 25, 50, 100, 250, 500) due to the smaller sample available. For the wolf and the badger only 3 sample sizes were used (10, 25, 50). We repeated the process for each sample size category and species to obtain 10 replicates of each species.

Creation of pseudo-absence datasets

To improve model success we tested the effects of using different pseudo-absence datasets. For each species, for each selection of training and test data and for each sample size, three sets of background data were used in model performance: distributed uniformly at random within the region (UNIF); using the road kill data of the other five species as target group (REST); obtained using self organizing maps (SOMBK). In all cases we used a dataset of 10,000 data selecting them at random when the numbers of entries were more numerous. The two last background data options are different approaches to create pseudo-absences with a similar bias to occurrence dataset, which has been shown to improve model accuracy. In UNIF we used 10,000 sites selected uniformly at random which is the usual pseudo-absence dataset used in distribution spatial models. In REST we utilized road-kill locations for the other five species as background data. This option follows the criterion used by Phillips *et al.* (2009) who used target groups to create background data with similar spatial distribution in survey effort to those modelled species. In SOMBK we tried to make a better approach to bias in the sample data. Normally it is nearly impossible to know biases in sampling effort. Herbariums, collections or partial samplings generate occurrence datasets spatially biased in a way not exactly well-known. However, sampling effort in the case of road-kills is related to traffic parameters and the spatial distribution of road network and main roads and, with the same reasoning as the second option, the aim was to create a pseudo-absence with similar biases. Biases in road network spatial distribution can be simulated by selecting pseudo-absences also located on the road network. Biases due to traffic variables can be simulated generating a pseudo-absence dataset with a similar distribution within the road network. For this purpose we used self-organizing maps (SOM). SOM are a type of neural network based on competitive learning



used to interpret large high-dimensional data sets. Classification of road-kills in similar groups in relation to the traffic and road variables should be executed introducing in the SOM only those explanatory factors of the road-kill locations that were statistically significant. As variables involved in road-kill occurrences, and therefore those responsible for causing biases in sampling effort, we mainly selected those that have been identified in previous research: speed and traffic volume, road sinuosity, presence of road fences and slope in the road surroundings (Ramp *et al.* 2005, Seiler 2005). For each species, these variables were identified with the unpaired t-test, comparing the distributions of road-kills with a random distribution of control sites. Univariate regression was used for presence of road fencing. The level of significance was $p < 0.05$. According to the tests we found significant differences in all traffic variables, except the slope for the wolf, between the road-kill occurrences and the control sites defined at random (Table 1). Significant variables were used to construct the road-kill and pseudo absence vectors introduced in the SOM.

Tabla 52. Unpaired t-test comparing traffic and road variables between road-kills and control sites. Univariate regression was used for road fencing presence.

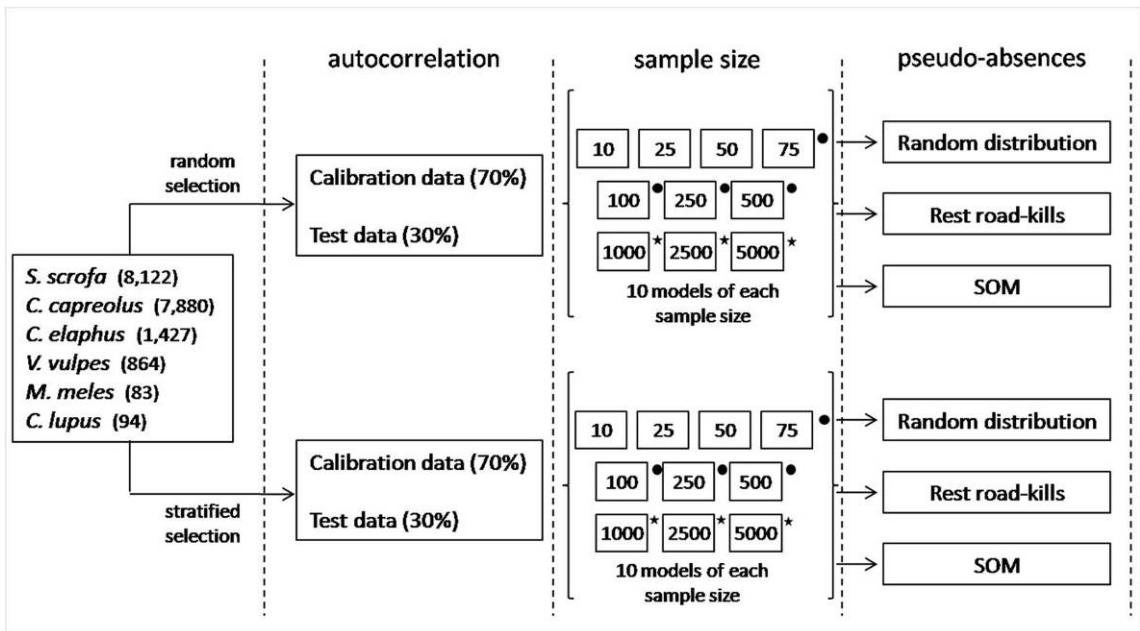
	Wild boar		Roe deer		Red deer	
<i>Sinuosity</i>	-26.512	$p < 0.001$	-14.056	$p < 0.001$	-12.094	$p < 0.001$
<i>Volume of traffic</i>	38.547	$p < 0.001$	18.464	$p < 0.001$	13.016	$p < 0.001$
<i>Speed</i>	59.663	$p < 0.001$	36.993	$p < 0.001$	28.351	$p < 0.001$
<i>Slope</i>	-11.857	$p < 0.001$	-4.946	$p < 0.001$	-2.317	0.021
<i>Road fences</i>		$p < 0.001$	-0.207	0.011	-1.383	$p < 0.001$
	Red fox		Wolf		Badger	
<i>Sinuosity</i>	-20.499	$p < 0.001$	-8.059	$p < 0.001$	-8.991	$p < 0.001$
<i>Volume of traffic</i>	18.892	$p < 0.001$	8.2	$p < 0.001$	2.983	0.004
<i>Speed</i>	31.648	$p < 0.001$	11.104	$p < 0.001$	6.611	$p < 0.001$
<i>Slope</i>	-13.211	$p < 0.001$	-2.395	0.19	-2.782	0.006
<i>Road fences</i>	1.572	$p < 0.001$	2.337	$p < 0.001$	-4.656	$p < 0.001$

Once we identified the significant variables, each road-kill with its associated traffic variables was introduced in the SOM as a vector. In the first step we used the whole dataset of road-kill vectors to train the SOM and define patterns based on groups with similar road-kills in relation to traffic parameters. 16 patterns were defined for wild boar,



roe deer, red deer and red fox and only 9 patterns for wolf and badger due to their small sample sizes. The parameters to create the SOM were a rectangular grid, not toroidal, with a learning rate from 0.05 to 0.01 with the initial representatives chosen randomly and dataset presented 100 times to the neural network. The proportion of road-kills in each cell with regard to the total was measured. Additionally, we created pseudo-absences at random which were located on the road network. We measured the same significant traffic variables as those for road-kills for all of them. The pseudo-absence vectors were introduced in the trained SOM to be classified in a supervised way following the patterns established by the road-kill dataset. We introduced pseudo-absence vectors in the SOM until a dataset of 10,000 pseudo-absences was obtained which had the same proportion of pseudo-absences in each pattern as the original road-kill dataset. As a result a road-kill pattern definition and the pseudo-absence classification made by the SOM were obtained. More information about the theory behind SOM can be found in Kohonen (1982, 2001). The software used in the obtaining of SOM was the Kohonen package implemented in the project R for statistical computing (Melssen *et al.* 2006). A diagram of the steps in this study can be found in *figure.92*.

Figura 92. Diagram of the process followed in this study to test the effects of autocorrelation, sample size and background data on the accuracy of the spatial distribution models based on reported road-kills. Firstly, data were divided in two ways, at random and with a stratified selection, to identify changes in model performance due to spatial correlation. In each division, we obtained 10 models for each sample size. Each sample was modelled using three background datasets to check the effects of using different pseudo-absence datasets.





1.1. Model validation

The area under the curve (AUC) of the ROC plot was taken as a measure of the fit of the models. This method is widely used to evaluate prediction model accuracy, partly because of being independent of the estimation of a rather subjective presence–absence threshold to reclassify the occurrence maps obtained with Maxent in presence/absence maps (Fielding 2002). Moreover, the AUC value, compared to other measures of accuracy, is least affected by prevalence, which can be defined as the proportion of presences (Manel *et al.* 2001, McPherson *et al.* 2004). The ROC plot represents the sensitivity (ratio of correctly classified positive cases) versus 1–specificity (ratio of false positive correctly classified) at all possible thresholds of presence–absence classification. The value of the AUC goes from 0 to 1, with a 0.5 value indicating a model no better than random assignment and a score of 1 a model which perfectly discerns between presences and absences. In case of presence-only data, the AUC measure represents the probability that the model obtains higher values for a random occurrence than for a random location within background data (Phillips *et al.* 2009). We used the AUC to compare model accuracy using different sample sizes to evaluate the effects of random selection versus stratified selection of calibration and test data and to compare the accuracy using different pseudo-absence datasets.

V.9.3. Results

The AUC value variations with sample size and background dataset for the six species for test data obtained by random partitioning are shown in *figure 93*. The same results for calibration and test data selected by means of stratified sampling are presented in *figure 94*. Species classification in order of maximum AUC score was: red deer – roe deer – wild boar – red fox – wolf – badger.



Figura 93. AUC values, obtained from 10 models, for each kind of background dataset (UNIF – dashed line; REST – solid black line; SOMBK – grey line) by sample size category. a- wild boar; b- roe deer; c- red fox; d- roe deer. Data used for calibration and validation were selected by random partition.

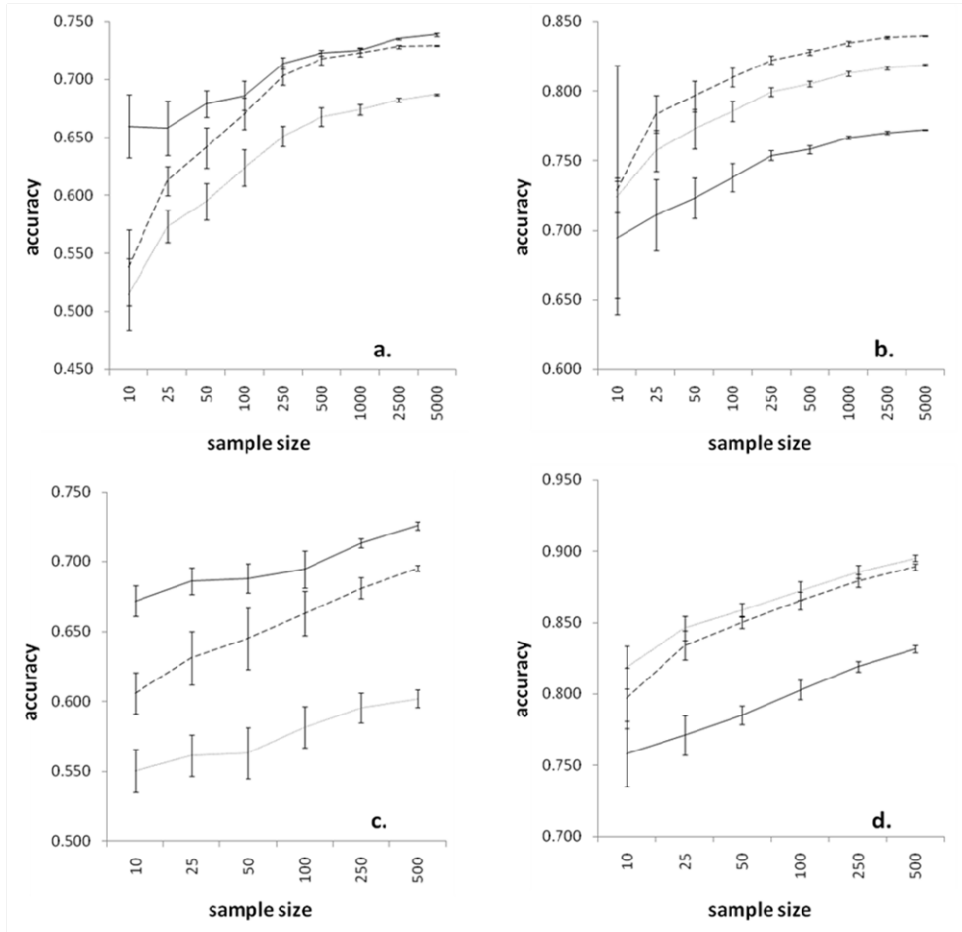
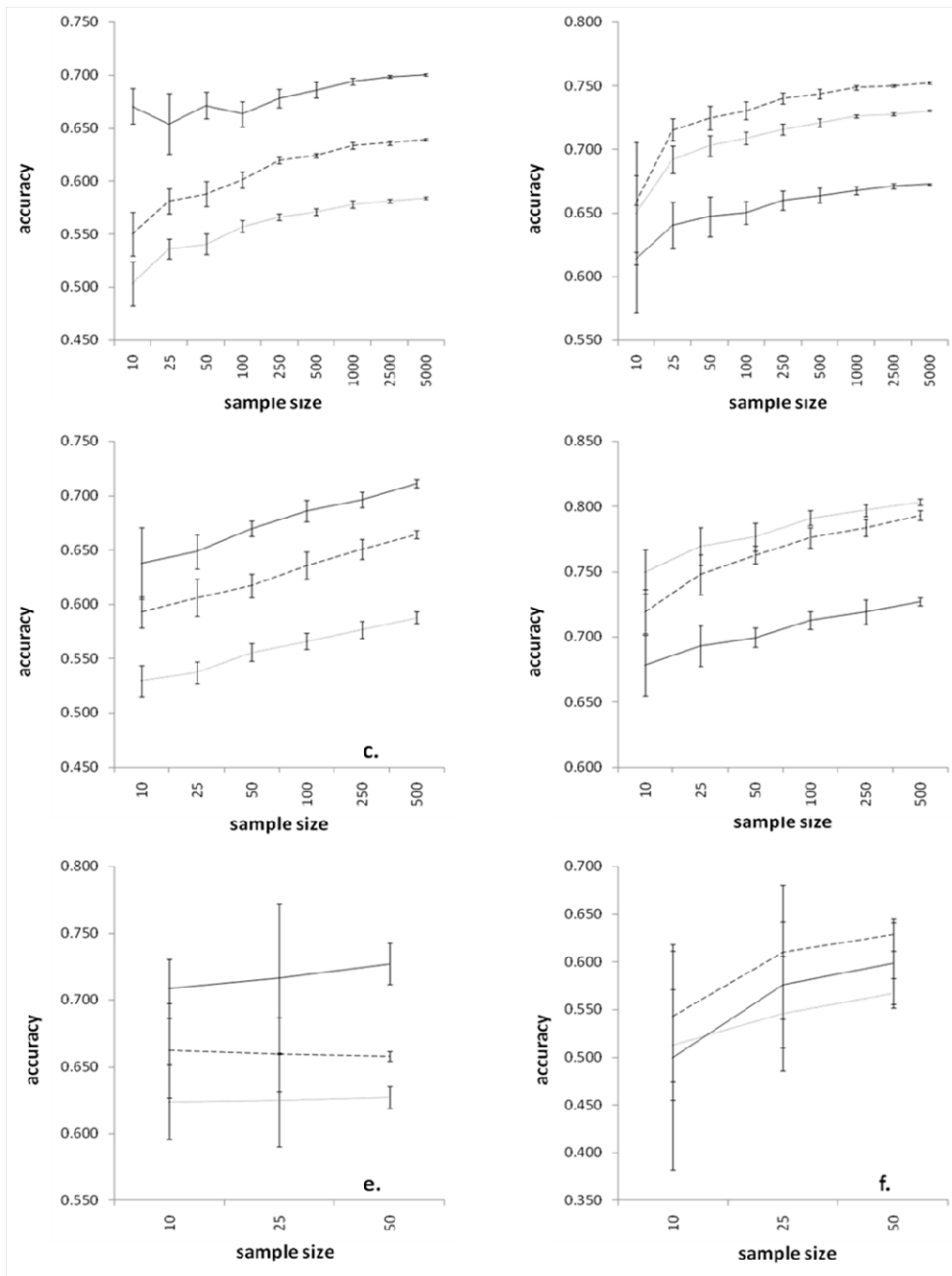




Figura 94. AUC values, obtained from 10 models, for each kind of background dataset (UNIF – dashed line; REST – solid black line; SOMBK – grey line) by sample size category. a- wild boar; b- roe deer; c- red fox; d- roe deer; e- wolf; f- badger. Data used for calibration and validation were selected by stratified sampling with a spatial filter.





The two-tailed Wilcoxon rank test, paired by the criterion followed to divide the sample in calibration and test data, showed an increment in AUC scores for test data selected at random in all species and for the three background datasets (Table 53).

Tabla 53. Comparison between AUC values from spatial distribution models obtained using two ways of partitioning a larger presence dataset in two subsets used as training and test data (at random or with a stratified sampling based on spatial filters) in order to check the effects of the spatial-autocorrelation in model performance when training and test data are not truly independent. Two-tailed Wilcoxon rank test, paired by the selection criterion, was the statistical analysis used. Wolf and badger were not analyzed because of the small sample size.

	Wild boar		Roe deer		Red fox		Red deer	
	z	p	Z	p	z	p	z	p
Unif	-2.547	0.011	-2.666	0.008	-2.201	0.028	-2.201	0.028
Rest	-2.310	0.021	-2.677	0.007	-2.201	0.028	-2.201	0.028
Som	-2.666	0.008	-2.694	0.007	-2.201	0.028	-2.207	0.027

AUC values generally increased with sample size for all species and for the three background datasets. The maximum average score of the AUC was obtained in the models with the largest sample sizes. AUC variations among each group of 10 models with the same sample size diminished as this sample size increased. Standard deviation was negatively correlated with sample size for wild boar and roe deer ($p < 0.0001$ in Spearman's rank correlation with high coefficient correlation values, $\rho < -0.90$, with independence of the background data and the criterion chosen to obtain training and test data). For red deer, with lower maximum sample sizes, we still obtained significant negative correlations ($p < 0.05$, $\rho < -0.85$). For red fox, with the same groups of sample sizes, negative correlation was significant only when test data were selected with spatial filtering ($p < 0.05$, $\rho < -0.85$), but not with random selection. For wolf and badger we found no significant trend.

We found differences in AUC scores, grouped by pseudo-absence dataset used in models, using Kendall's W test. Results were significant for wild boar and roe deer with independence from the test data selection criterion ($W = 1.000$, $p < 0.001$), for red fox and red deer ($W = 1.000$, $p = 0.002$) and for wolf ($W = 1.000$, $p = 0.049$) but not for badger ($W = 0.778$, $p = 0.097$). Nevertheless, the background data which produced the best models varied among species. In wild boar, red fox and wolf, the species with the wider environmental tolerances, the best fit of the models was obtained using REST background data. With UNIF and SOMBK background data the models showed less accuracy. In roe



deer AUC values decreased in relation to background dataset in the order: UNIF – SOMBK - REST. Regarding the red deer, we obtained better models using SOMBK than UNIF. Badger models worked better with UNIF, the performance with the other backgrounds varied with the sample size. These results were the same for both selection criteria for test data. *Figure 95, figure 96 and figure 97* show the maps of average probability of presence obtained for wild boar, roe deer and reed deer respectively, using 10 models of 100 presences and for three pseudo-absence datasets. We selected 100 presences as the sample size to make models comparable. The potential species spatial distributions for the roe deer and red deer were similar using the three background datasets. Nevertheless, wild boar distributions showed considerable differences depending on the selected background dataset. Models using the REST background highlighted the importance of the central plateau, whereas the models based on UNIF and SOMBK were more centred in the surroundings of the mountainous areas.

Figura 95. Predicted probability of wild boar presence, with darker shades indicating higher probabilities, obtained as a 10-model average of 100 presences each and modelled using three background datasets: a- uniformly selected at random, b-rest of road-kills as target group c- obtained with SOM. d- best model obtained with white dots representing the road-kill spatial distribution. Model performance improved with the target-group as pseudo-absence.

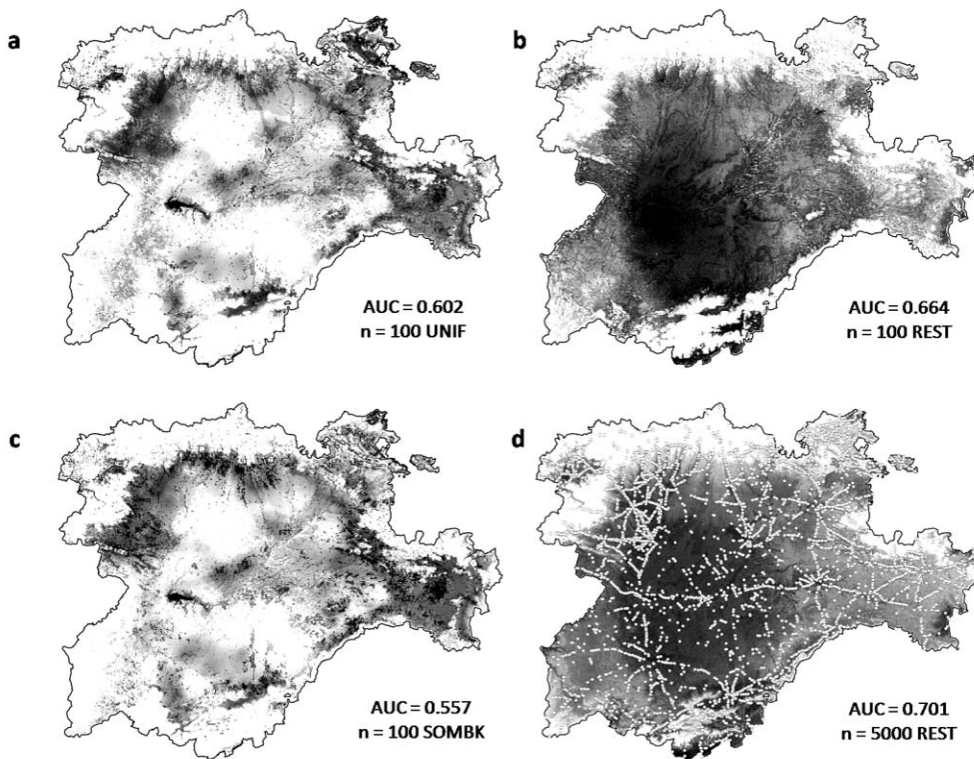




Figura 96. Predicted probability of roe deer presence, with darker shades indicating higher probabilities, obtained as a 10-model average of 100 presences each modelled using three background datasets: a- uniformly selected at random, b-rest of road-kills as target group c- obtained with SOM. d- best model obtained with white dots representing the road-kill spatial distribution. Model performance improved with the uniformly distributed at random background data.

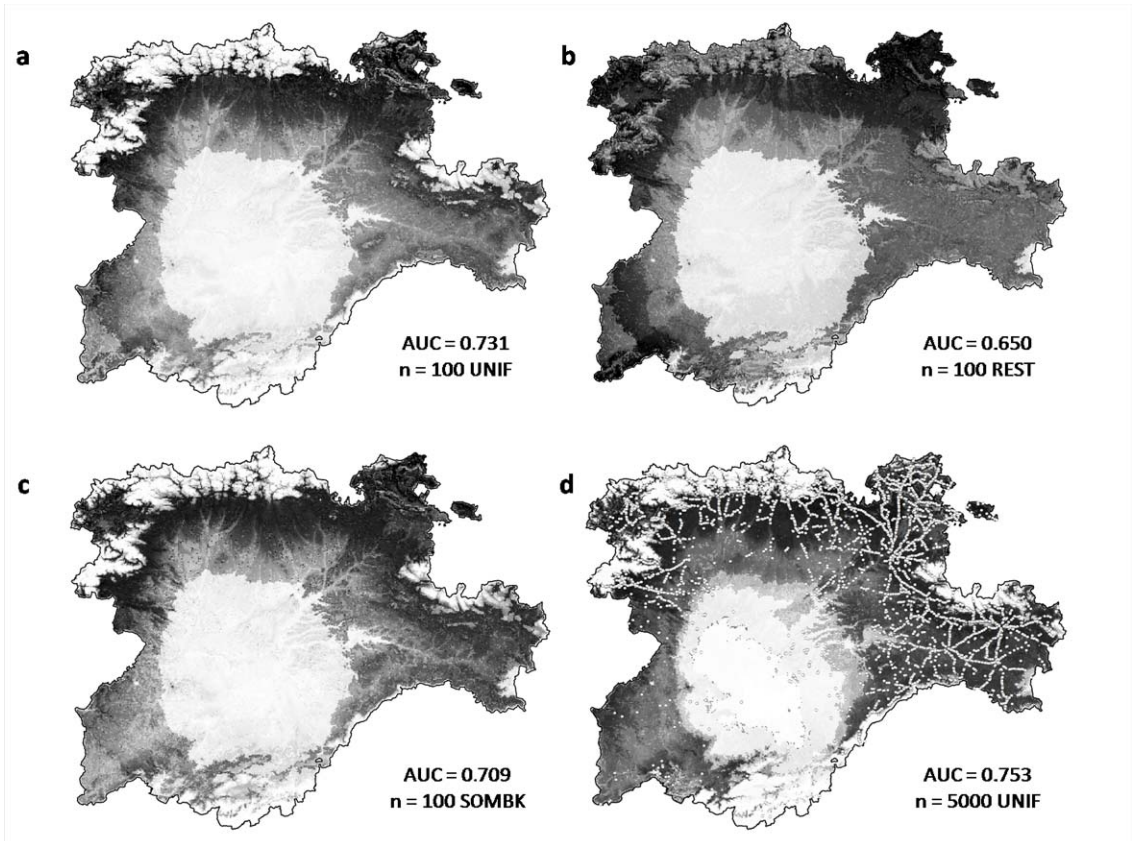
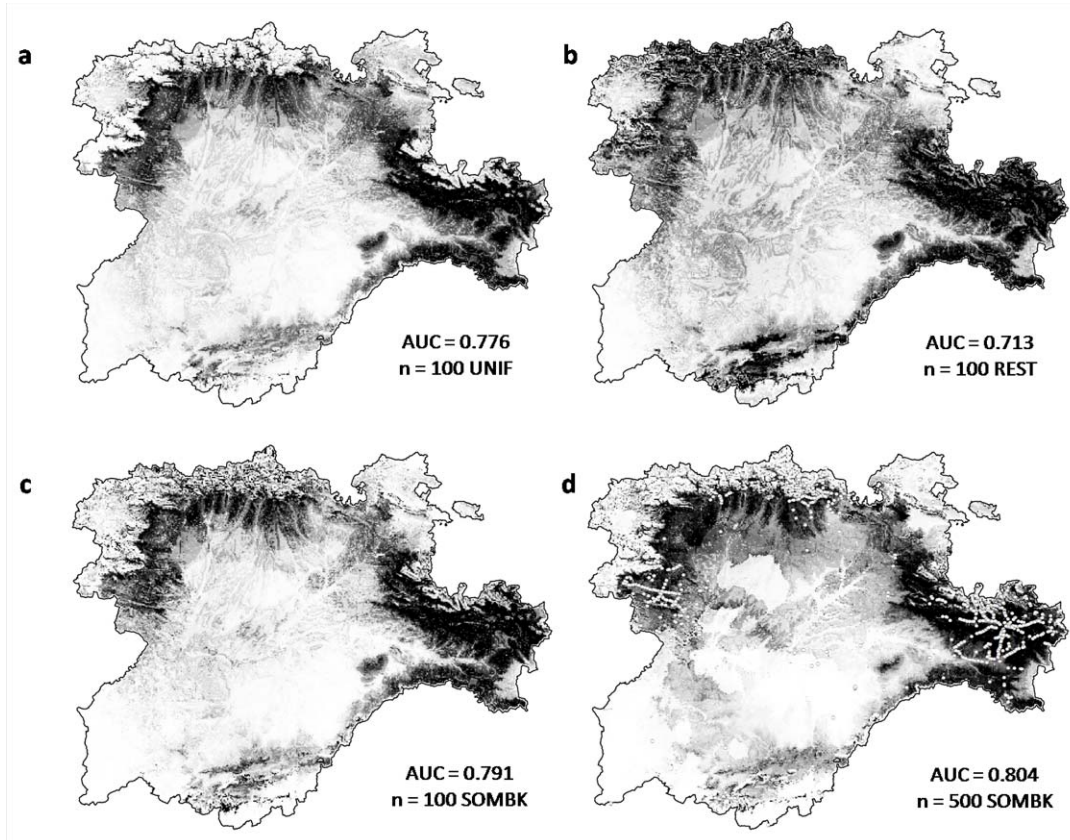




Figura 97. Predicted probability of red deer presence, with darker shades indicating higher probabilities, obtained as a 10-model average of 100 presences each modelled using three background datasets: a- uniformly selected at random, b-rest of road-kills as target group c- obtained with SOM. d- best model obtained with white dots representing the road-kill spatial distribution. Model performance improved with the pseudo-absence dataset obtained from SOM.



V.9.4. Discussion

As road-kills are a widespread phenomenon around the world, they could be as useful as data from herbariums or animal collections from museums and universities, in spatial distribution modelling. To make good use of this data source it is essential to know its possibilities, but also its limitations because the bias in sample collection, such as those obtained from traffic reports, can diminish the reliability of the results using species' distribution models and could lead to misleading interpretations and consequently wrong decisions. Although other methods have been used to model the habitat suitability and the spatial distribution for similar species to those used in the present study (Latham *et al.* 1996, 1997, Radeloff *et al.* 1999, Debeljak *et al.* 2001), in many cases these species have



disappeared from part of their original range because of hunting or land use changes and in these situations presence-only models can be a good approach. Absence attribution when actually the species would be present without the previous limitations can reduce model success. This fact also has negative effects in presence-only models (Jimenez-Valverde & Lobo 2006, Lutfolff *et al.* 2006).

Model accuracy seems to be greater for species with restricted distributions and narrow environmental tolerance (Araujo & Williams 2000, Stockwell & Peterson 2002, Thuiller *et al.* 2003; Hernández *et al.* 2006, Mcpherson & Jetz 2007), which could be explained by the greater model ability to identify habitat requirements for lesser niche widths (Brotons *et al.* 2004). In this study, although all species are relatively common with broad environmental tolerance, we also find this pattern. Model accuracy for the species with distribution restricted to mountainous areas surrounding the plateau was significantly higher than that obtained for wide-range species. The AUC value was greater for the red deer which has the smaller present geographical distribution. The second highest AUC value was for roe deer, also restricted to mountainous and other forested areas. Wild boar, red deer and wolf models had lower accuracy. These relationships were consistent across all treatments with independence from the sample size or the selection criteria to obtain training and test data. The fact of more success for species with limited distributions and tolerances, in the case of being real, favours model application and usefulness in conservation and management subjects, as good models can be obtained for rare and threatened species even with small sample sizes, which always supposes a statistical challenge. Some researchers have suggested that this could be partly due to statistical artefacts and encouraged the use as a measure of level accuracy because of its response to prevalence (Mcpherson *et al.* 2004). Lobo *et al.* (2008) argue that this is not a real effect and corresponds to AUC biases: small distribution ranges within the study area imply a lower number of absences and more environmentally distant, which supposes a higher number of well-predicted absences and AUC value, but not the real model accuracy. Nevertheless, Newbold *et al.* (2009) found the same range size effect using independent accuracy measures suggesting that this effect is not exclusively due to AUC biases.

Considering that the AUC values obtained were higher for random selection than for stratified sampling, we show that random division of the larger dataset in two subsets, one for training the spatial models and the other to test model ability to discern between occurrences and absences with data that has not been previously used in model construction, can artificially inflate values of model accuracy. When training and test data are spatially auto-correlated, AUC values of both subsets are very similar. These results agree with those obtained for other studies which also investigate spatial autocorrelation (Segurado *et al.* 2006; Veloz *et al.* 2009). Inflated accuracy values are an effect that we should consider when testing models without an independent dataset, commonly not



available. Spatial-autocorrelation between training and test data could give us the false idea of obtaining better models than they actually are and this inflated predictive power could lead to a misleading valuation of the initial approaches. In the case of lack of independent sample for evaluating model predictions, we should consider the effects of the spatial autocorrelation between training and test subsets when partitioned at random (Veloz 2009). Ultimately, the test data selection should correspond to the aim of the model. It is not necessary that data are wide-spread in the study region and may be focussed on certain areas depending on the initial goals (Phillips *et al.* 2009).

As sample size increases, model success also increases for the six species until reaching an asymptote which represents the maximum accuracy according to the spatial method for distribution modelling used, the quality of presence data, the environmental layers, and the pseudo-absence dataset (Hernández *et al.* 2006, Wisz *et al.* 2007). In our study, the moment at which the asymptotes are reached varied among species and between the two criteria followed to divide the sample in calibration and validation data. The AUC increase with the sample size was higher for random partitioning, which is, probably in part, related to the spatial autocorrelation issue. This fact is more noticeable for wild boar and roe deer. Due to their ecological requirements, increments in model accuracy were not very relevant, with about 5% of improvement between small and large sample sizes for test selection using spatial filters, and which amount to 10-15 % in case of random partitioning. Moreover, the asymptote is reached with smaller sample sizes when considering spatial autocorrelation. For wolf and badger the small sample size was not large enough to reach the asymptotes.

Variability in the prediction ability among models decreases with the sample size used in model training. Small sample sizes have lower probabilities to discern well which variables contribute to explain spatial distribution of a certain species and the risk of being biased is higher, especially when we work with species with broad ecological tolerance. With these kinds of species, this fact should discourage us from hypothesising about the actual distribution or the ecological factors related with this distribution because explanatory variables and the resulting distribution can be considerably different among small sample size models.

According to the results of the present study, the use of different pseudo-absence datasets can modify the model performance. Background data that provided the highest model accuracies were independent of the sample size and the selection criteria to split the sample into subsets to train and test the models, but varied with the species' ecological requirements. For species widely distributed across the region –wild boar, red fox and wolf- model performance improved with REST. However, species with more restricted distribution obtained the worst accuracies with the REST background. For these species



prediction ability increased with UNIF for roe deer and badger, and with SOMBK for red deer. In widespread species UNIF background was the second and SOMBK the third. Within the three background datasets, SOMBK and UNIF presented a closer behaviour. This fact, a priori unexpected because one has been designed at random and the other simulates sampling bias, is probably a consequence of the road-network characteristics, densely distributed across the region, the SOMBK background being capable of detecting nearly the whole range of the environmental variables in the region of study. In regions with less density of roads this may change. The results do not agree with those obtained by Phillips *et al.* 2009. They found that target-group background improved average performance for all the modelling methods, with independence of species range sizes and ecological requirements. Our results suggest that the species' ecological requirements are also important in target group selection. The use of pseudo-absence data from environmentally distant areas has been tested (Lobo *et al.* 2006), but if data selection is made from too large an area this could artificially inflate test statistics of model accuracy (VanderWar *et al.* 2009). We are aware that the use of AUC for testing the model success has received some criticism (Austin 2007). Lobo *et al.* (2008) indicate five weaknesses in AUC value, the comparison of the accuracy among models for the same species being especially discouraged if they differ in the total study area. An increment in AUC value can correspond to an increase in the number of pseudo-absences correctly classified by the model, but which do not imply an improvement in model power prediction. Nevertheless, the increases in model accuracy with more environmentally distant pseudo-absences are not only the result of misleading in AUC value, the improvement is real. VanderWar *et al.* (2009) found that models actually better classified both presences and pseudo-absences when pseudo-absence distribution incorporates data from large areas of unsuitable environment for the species. In our case all tests were performed for the same area of study, so we believe that the results of the study cannot be exclusively explained by statistical artifices.

Another problem with the AUC value is that it is not possible to know how models work spatially using only this measure (Pontius & Schneider 2001). Models can show the same spatial behaviour across the area of study or can show spatially aggregated errors. In the second case, the model fails to assign presence or absence in certain specific areas which could indicate the existence of unconsidered geographical phenomena directly involved in species' spatial distribution. Knowing the spatial distribution of match/errors can give interesting information not only about the model performance, but also about biogeographical facts and even the effects of human impacts (Lobo *et al.* 2008). In this study the spatial distribution for wild boar, roe deer and red deer given by models (see *figure 95, figure 96, figure 97*) add information about the relationship between spatial distributions of match/error and the background data influence. We show that the differences between the resulting spatial distributions from several background data are



not the same for the species but increase for widely-distributed species. Thus, spatial distributions obtained for the two cervids with the three background data were more similar than those obtained for the wild boar.

Road-kill data are similar to other datasets obtained from herbariums or animal collections in the sense of constituting large datasets with wide spatial coverage. All of them show geographical biases that can lead to environmental ones, which reduces model quality notably. Unlike those other sources of presences, in the case of road-kill data it is possible to make a more realistic approximation to survey effort bias, which is an advantage for the selection of background data. Nevertheless, data based on road-kills have other limitations. Although nearly any species can be killed on the road, stored road-kill datasets usually only include large and medium size species, mainly mammals and birds. Furthermore, data coverage and data biases depend on the spatial distribution and the degree of development of the road network, which in their turn vary with the spatial configuration of human settlements and the levels of development of the region itself. This implies that road-kill data have a wider coverage in developed countries, but this source could also be useful in emerging and developing countries road-kills because funds invested in species surveys are usually scarcer. An example of spatial biases in road network that limit the use of road-kill data source for some animal species can be the high altitudes of the mountainous areas, where roads are nearly non-existent, so species related to these areas would not be detected. Another matter we have to consider is that road-kill occurrences do not always imply the actual species presence in that location because road-kills can take place during migration displacements or affect dispersing or roaming individuals. This could also be misleading, not so much with climate variables as with land-uses.

It is convenient to remember that results obtained from models should always be considered with caution. We should not forget that spatial models are exclusively an estimate of the potential distribution of the species. Many factors, which are difficult to include in models, cause the actual distributions to be smaller than the potential ones. Even with high-quality presence datasets based on well-planned surveys, the results of spatial distribution models can be partially misleading due to both natural and anthropogenic causes: geographical barriers, changes in land-uses, management decisions or hunting pressure, among others. Moreover, in many cases we only have available datasets with geographical bias from animal collections, herbariums, road-kills or non-standardized sampling procedures, which can introduce more misleading in resulting models. That is the reason why fieldwork cannot be replaced by models. Both models and fieldwork complement each other. Models can be a useful tool for locating new potential areas for the species of study and guide the fieldwork design, saving both funds and human resources. At the same time, the greater efforts in fieldwork can make it possible to obtain better models. We encourage environmental authorities and conservation associations to



create data collection platforms where road-kill information collected by wildlife recovery centres, researchers, or volunteers can be compiled. We should aspire to record a wider range of species, especially rare and threatened ones. These data could be very useful to the extent that the number of presences needed to obtain more accurate models is lower for species with limited ranges of ecological tolerance (Hernandez *et al.* 2006, Pearson *et al.* 2007), characteristics of rare and threatened species. We still have challenges to tackle in spatial distribution models (Araujo & Guisan 2006), but it is also necessary to obtain good samples of species occurrence and frequently the funds assigned to surveys and samplings are scarce. For this reason, and in order to facilitate conservation and management decisions, we need to make good use of any kind of data sources, knowing their limitations, finding new ways to increase model accuracy and improving our understanding about the actual performance and the uncertainty in modelling processes.

Acknowledgements

The traffic reports used in this research were contributed by the Traffic Subsectors of the Provincial Commands of the “Guardia Civil”, the Department of Public Works and the Department of Environment which belong to the “Junta de Castilla y León” (especial thanks to Mr. Fernando Benito), the Provincial Headquarters and the Traffic Safety Observatory both of them belonging to “Dirección General de Tráfico” (special thanks to Mr. Luis Balasch and to Mr. Fernando Domínguez). This research has been supported by a pre-doctoral scholarship from the “Junta de Castilla y León” (Spain).

V.9.5. Bibliography

Araújo, M. B., Guisan, A. (2006). Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 33: 1677-1688.

Araújo, M. B., Williams, P. H. (2000). Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation* 96: 331-345.

Austin, M. (2007). Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling* 200: 1-19.

Brotos, L., Thuiller, W., Araújo, M. B., Hirzel, A. H. (2004). Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography* 27: 437-448.

Carpenter, G., Gillison, A. N., Winter, J. (1993). DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity and Conservation* 2: 667-680.

Chefaoui, R. M., Lobo, J. M. (2008). Assessing the effects of pseudo-absences on predictive distribution model performance. *Ecological Modelling* 210: 478-486.

Debeljak, M., Dzeroski, S., Jerina, K., Kobler, A., Adamic, M. (2001). Habitat suitability modelling for red deer (*Cervus elaphus* L.) in South-central Slovenia with classification trees. *Ecological Modelling* 138: 321-330.



- Dennis, R. L. H., Hardy, P. B. (1999). Targeting squares for survey: predicting species richness and incidence of species for a butterfly atlas. *Global Ecology and Biogeography* 8: 443-454.
- Dormann, C. F., Bierman, S. M., McPherson, J. M., Araújo, M. B., Bivand, R., Bolliger, J., Carl, G., Davies, R.G., Hirzel, A., Jetz, W., Kissling, W. D., Kühn, I., Ohlemüller, R., Peres-Neto, P. R., Reineking, B., Schröder, B., Schurr, F. M., Wilson, R. (2007). Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography* 30: 609-628.
- Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R. J., Huettmann, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L. G., Loiselle, B. A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J. McC., Peterson, A. T., Phillips, S. J., Richardson, K. S., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R. E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M. S., Zimmermann, N. E. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151.
- Elith, J., Leathwick, J. (2007). Predicting species distributions from museum and herbarium records using multiresponse models fitted with multivariate adaptive regression splines. *Diversity and Distributions* 13: 265-275.
- Engler, R., Guisan, A., Rechsteiner, L. (2004). An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *Journal of Applied Ecology* 41: 263-274.
- Fielding, A. H., Bell, J. F. (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24: 38-49.
- Fielding, A. H. (2002). What are the appropriate characteristics of an accuracy measure? In: Scott, J. M., Heglund, P. J., Morrison, M. L., Haufler, J. B., Raphael, M. G., Wall, W. A., Samson F. B. (Eds.), *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*. Island Press, Washington D.C., U.S.A., pp 271-280.
- Graham, C. H., Ron, S. R., Santos, J. C., Schneider, C. J., Moritz, C. (2004). Integrating phylogenies and environmental niche models to explore speciation mechanisms in dendrobatid frogs. *Evolution* 58: 1781-1793.
- Guisan, A., Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993-1009.
- Guisan, A., Graham, C. H., Elith, J., Huettmann, F., Dudik, M., Ferrier, S., Hijmans, R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L. G., Loiselle, B., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J., Peterson, A. T., Phillips, S. J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R. E., Williams, S. E., Wisz, M. S., Zimmermann, N. E. (2007). Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. *Diversity and Distributions* 13: 332-340.
- Hernández, P. A., Graham, C. H., Master, L. L., Albert, D. L. (2006). The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29: 773-785.
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978. Available in: <http://www.worldclim.org/>.
- Jiménez-Valverde, A., Lobo, J. M. (2006). The ghost of unbalanced species distribution data in geographic model predictions. *Diversity and Distributions* 12: 521-524.
- Kadmon, R., Farber, O., Danin, A. (2003). A systematic analysis of factors affecting the performance of climatic envelope models. *Ecological Applications* 13: 853-867.



Kohonen, T. (1982). Self-organized formation of topologically correct feature maps. *Biological Cybernetics* 43: 59-69.

Kohonen, T. (2001). *Self-organizing Maps*, Third Extended Edition. Springer, Berlin, Germany.

Latham, J., Staines, B. W., Gorman, M. L. (1996). The relative densities of red (*Cervus elaphus*) and roe (*Capreolus capreolus*) deer and their relationship in Scottish plantation forests. *Journal of Zoology* 240: 285-299.

Latham, J., Staines, B. W., Gorman, M. L. (1997). Correlations of red (*Cervus elaphus*) and roe (*Capreolus capreolus*) deer densities in Scottish forests with environmental variables. *Journal of Zoology* 242: 681-704.

Lobo, J. M., Verdú, J. R., Numa, C. (2006). Environmental and geographical factors affecting the Iberian distribution of flightless *Jekelius* species (Coleoptera: Geotrupidae). *Diversity and Distributions* 12: 179-188.

Lobo, J. M., Jiménez-Valverde, A., Real, R. (2008). AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 17: 145-151.

Loiselle, B. A., Jørgensen, P. M., Consiglio, T., Jiménez, I., Blake, J. G., Lohmann, L. G., Montiel, O. M. (2008). Predicting species distributions from herbarium collections: does climate bias in collection sampling influence model outcomes? *Journal of Biogeography* 35: 105-116.

Luoto, M., Pöyry, J., Heikkinen, R. K., Saarinen, K. (2005). Uncertainty of bioclimate envelope models based on the geographical distribution of species. *Global Ecology and Biogeography* 14: 575-584.

Lutolf, M., Kienast, F., Guisan, A. (2006). The ghost of past species occurrence: improving species distribution models for presence-only data. *Journal of Applied Ecology* 43: 802-815.

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

Manel, S., Williams, H. C., Ormerod, S. J. (2001). Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology* 38: 921-931.

McPherson J. M., Jetz, W., Rogers, D. J. (2004). The effects of species' range sizes on the accuracy of distribution models: ecological phenomenon or statistical artefact? *Journal of Applied Ecology* 41: 811-823.

McPherson, J. M., Jetz, W. (2007). Effects of species' ecology on the accuracy of distribution models. *Ecography* 30: 135-151.

Melssen, W. J., Wehrens, R., Buydens, L. M. C. (2006). Supervised Kohonen networks for classification problems. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 83: 99-113.

Newbold, T., Reader, T., Zalat, S., El-Gabbas, A., Gilbert, F. (2009). Effect of characteristics of butterfly species on the accuracy of distribution models in an arid environment. *Biological Conservation* 18: 3629-3641.

Newbold, T. (2010). Applications and limitations of museum data for conservation and ecology, with particular attention to species distribution models. *Progress in Physical Geography* 34: 3-22.

Nix, H. A. (1986). A biogeographic analysis of Australian Elapid snakes. In: Longmore, R. (Ed.), *Atlas of Australian Elapid Snakes*. Australian Flora and Fauna Series. Australian Government Publishing Service, Canberra, Australia. Pp 4-15.

Pearson, R. G., Raxworthy, C. J., Nakamura, M., Peterson, T. P. (2007). Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34: 102-117.



- Peterson, A. T., Shaw, J. J. (2003). Lutzomyia vectors for cutaneous leishmaniasis in southern Brazil: ecological niche models, predicted geographic distributions, and climate change effects. *International Journal of Parasitology* 33: 919-931.
- Phillips, S. J., Dudik, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161-175.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231-259.
- Phillips, S. J., Dudik, M., Elith, J., Graham, C. H., Lehmann, A., Leathwick, J., Ferrer, S. (2009). Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications* 19: 181-197.
- Ponder, W. F., Carter, G. A., Flemons, P., Chapman, R. R. (2001). Evaluation of museum collection data for use in biodiversity assessment. *Conservation Biology* 15: 648-657.
- Pontius, R. G., **Schneider**, L. (2001). Land-use change model validation by a ROC method for the Ipswich watershed, Massachusetts, USA. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 85: 239-248.
- Radeloff, V. C., Pidgeon, A. M., Hostert, P. (1999). Habitat population modelling of roe deer using an interactive geographic information system. *Ecological Modelling* 114: 287-304.
- Ramp, D., Caldwell, J., Edwards, K. A., Warton, D., Croft, D. B. (2005). Modelling of wildlife fatality hotspots along the Snowy Mountain Highway in New South Wales, Australia. *Biological Conservation* 126: 474-490.
- Randin, C. F., Dirnböck, T., Dullinger, S., Zimmermann, N. E., Zappa, M., Guisan, A. (2006). Are niche-based species distribution models transferable in space? *Journal of Biogeography* 33: 1689-1703.
- Reddy, S., Dávalos, L. M. (2003). Geographical sampling bias and its implications for conservation priorities in Africa. *Journal of Biogeography* 30: 1719-1727.
- Reutter, B., Helfer, V., Hirzel, A. H., Vogel, P. (2003). Modelling habitat-suitability using museum collections: an example with three sympatric Apodemus species from the Alps. *Journal of Biogeography* 30: 581-590.
- Schulman, L., Toivonen, T., Ruokolainen, K. (2007). Analysing botanical collecting effort in Amazonia and correcting for it in species range estimation. *Journal of Biogeography* 34: 1388-1399.
- Segurado, P., Araújo, M. B. (2004). An evaluation of methods for modelling species distribution. *Journal of Biogeography* 31: 1555-1568.
- Seiler, A. (2004). Trends and spatial pattern in ungulate-vehicle collisions in Sweden. *Wildlife Biology* 10: 301-313.
- Seiler, A. (2005). Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology* 42: 371-382.
- Seo, C., Thorne, J. H., Hannah, L., Thuiller, W. (2009). Scale effects in species distribution models: implications for conservation planning under climate change. *Bioogy Letters* 23: 39-43.
- Servicio de Información Geográfico Agrario (SIGA) (2005). Sistema de Información Geográfica de Datos Agrarios (SIGA). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Spain. Available in: <http://www.mapya.es/es/sig/pags/siga/intro.htm>
- Stockwell, D., Peters, D. (1999). The GARP modeling system problems and solutions to automated special prediction. *International Journal of Geographical Information Science* 13: 143-158.
- Stockwell, D. R. B., Peterson, A. T. (2002). Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling* 148: 1-13.



Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M. B., Sykes, M. T., Prentice, I. C. (2005). Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of USA* 102: 8245-8250.

Vanderwal, J., Shoo, L. P., Graham, C., Williams, S. E. (2009). Selecting pseudo-absence data for presence-only distribution modeling: How far should you stray from what you know? *Ecological Modelling* 220: 589-594.

Veloz, S.D. (2009). Spatially autocorrelated sampling falsely inflates measures of accuracy for presence-only niche models. *Journal of Biogeography* 36: 2290-2299.

Wisz, M. S., Hijmans, R. J., Li, J., Peterson, A. T., Graham, C. H., Guisan, A. (2008). Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions* 14: 763-773.

Zadrozny, B. (2004). Learning and evaluating classifiers under ample selection bias. Proceedings of the XXI International Conference on Machine Learning. Association of Machine Learning, New York, USA

Zaniewski, A. E., Lehmann, A., Overton, J. M. (2002). Predicting species spatial distributions using presence-only data: a case study of native New Zealand ferns. *Ecological Modelling* 157: 261-280

Supplementary data



Sample size	wild boar						roe deer					
	Uniforme		Resto		SOM		Uniforme		Resto		SOM	
	Calibration	Test	Calibration	Test	Calibration	Test	Calibration	Test	Calibration	Test	Calibration	Test
10	0.692 ± 0.069	0.550 ± 0.020	0.766 ± 0.055	0.671 ± 0.017	0.667 ± 0.080	0.504 ± 0.020	0.834 ± 0.051	0.658 ± 0.048	0.797 ± 0.060	0.614 ± 0.042	0.828 ± 0.043	0.650 ± 0.030
25	0.810 ± 0.039	0.581 ± 0.012	0.776 ± 0.045	0.654 ± 0.029	0.787 ± 0.041	0.536 ± 0.009	0.882 ± 0.023	0.716 ± 0.009	0.843 ± 0.023	0.641 ± 0.018	0.865 ± 0.025	0.692 ± 0.011
50	0.789 ± 0.026	0.588 ± 0.012	0.772 ± 0.035	0.672 ± 0.013	0.752 ± 0.023	0.541 ± 0.010	0.866 ± 0.013	0.725 ± 0.009	0.823 ± 0.022	0.647 ± 0.016	0.857 ± 0.014	0.703 ± 0.008
100	0.835 ± 0.025	0.602 ± 0.008	0.800 ± 0.035	0.664 ± 0.012	0.806 ± 0.028	0.557 ± 0.006	0.899 ± 0.014	0.731 ± 0.007	0.847 ± 0.016	0.650 ± 0.009	0.886 ± 0.015	0.709 ± 0.005
250	0.815 ± 0.011	0.620 ± 0.003	0.777 ± 0.013	0.679 ± 0.009	0.782 ± 0.012	0.566 ± 0.003	0.888 ± 0.005	0.740 ± 0.004	0.830 ± 0.010	0.660 ± 0.007	0.870 ± 0.006	0.716 ± 0.004
500	0.816 ± 0.007	0.624 ± 0.002	0.776 ± 0.008	0.686 ± 0.007	0.775 ± 0.008	0.571 ± 0.003	0.883 ± 0.006	0.744 ± 0.004	0.822 ± 0.009	0.664 ± 0.006	0.864 ± 0.007	0.721 ± 0.003
1000	0.806 ± 0.007	0.634 ± 0.003	0.762 ± 0.010	0.695 ± 0.003	0.761 ± 0.006	0.578 ± 0.003	0.880 ± 0.004	0.749 ± 0.002	0.815 ± 0.005	0.668 ± 0.003	0.860 ± 0.004	0.726 ± 0.001
2500	0.801 ± 0.003	0.637 ± 0.002	0.761 ± 0.003	0.699 ± 0.002	0.756 ± 0.004	0.581 ± 0.002	0.880 ± 0.002	0.750 ± 0.001	0.815 ± 0.004	0.671 ± 0.002	0.859 ± 0.003	0.728 ± 0.001
5000	0.799 ± 0.001	0.640 ± 0.001	0.756 ± 0.002	0.701 ± 0.001	0.752 ± 0.002	0.584 ± 0.001	0.876 ± 0.001	0.753 ± 0.001	0.811 ± 0.001	0.673 ± 0.001	0.855 ± 0.001	0.731 ± 0.001

Sample size	red fox						red deer					
	Uniforme		Resto		SOM		Uniforme		Resto		SOM	
	Calibration	Test	Calibration	Test	Calibration	Test	Calibration	Test	Calibration	Test	Calibration	Test
10	0.726 ± 0.101	0.593 ± 0.014	0.760 ± 0.097	0.638 ± 0.033	0.668 ± 0.115	0.530 ± 0.014	0.847 ± 0.054	0.720 ± 0.017	0.810 ± 0.058	0.678 ± 0.023	0.861 ± 0.052	0.750 ± 0.017
25	0.806 ± 0.040	0.606 ± 0.017	0.791 ± 0.059	0.649 ± 0.016	0.759 ± 0.043	0.537 ± 0.010	0.909 ± 0.028	0.748 ± 0.015	0.864 ± 0.031	0.693 ± 0.015	0.915 ± 0.028	0.770 ± 0.014
50	0.760 ± 0.029	0.617 ± 0.011	0.772 ± 0.033	0.670 ± 0.007	0.714 ± 0.025	0.556 ± 0.008	0.908 ± 0.016	0.763 ± 0.007	0.855 ± 0.018	0.700 ± 0.008	0.915 ± 0.014	0.777 ± 0.011
100	0.788 ± 0.016	0.636 ± 0.013	0.804 ± 0.023	0.686 ± 0.010	0.754 ± 0.018	0.566 ± 0.007	0.942 ± 0.011	0.776 ± 0.008	0.899 ± 0.014	0.713 ± 0.007	0.941 ± 0.009	0.791 ± 0.006
250	0.770 ± 0.011	0.651 ± 0.009	0.780 ± 0.017	0.696 ± 0.007	0.717 ± 0.011	0.577 ± 0.008	0.942 ± 0.003	0.784 ± 0.007	0.898 ± 0.005	0.719 ± 0.009	0.943 ± 0.003	0.797 ± 0.005
500	0.751 ± 0.004	0.665 ± 0.004	0.769 ± 0.004	0.711 ± 0.004	0.683 ± 0.003	0.588 ± 0.005	0.944 ± 0.003	0.794 ± 0.004	0.901 ± 0.006	0.727 ± 0.003	0.944 ± 0.003	0.804 ± 0.003

Sample size	badger						wolf					
	Uniforme		Resto		SOM		Uniforme		Resto		SOM	
	Calibration	Test	Calibration	Test	Calibration	Test	Calibration	Test	Calibration	Test	Calibration	Test
10	0.730 ± 0.056	0.543 ± 0.068	0.652 ± 0.052	0.500 ± 0.119	0.719 ± 0.054	0.513 ± 0.058	0.713 ± 0.088	0.662 ± 0.035	0.698 ± 0.081	0.709 ± 0.022	0.690 ± 0.092	0.624 ± 0.028
25	0.761 ± 0.030	0.611 ± 0.070	0.726 ± 0.048	0.576 ± 0.067	0.749 ± 0.029	0.546 ± 0.060	0.759 ± 0.029	0.660 ± 0.028	0.745 ± 0.033	0.716 ± 0.056	0.736 ± 0.037	0.625 ± 0.034
50	0.754 ± 0.015	0.629 ± 0.017	0.672 ± 0.019	0.599 ± 0.043	0.741 ± 0.018	0.567 ± 0.016	0.770 ± 0.011	0.658 ± 0.004	0.760 ± 0.006	0.727 ± 0.015	0.740 ± 0.013	0.627 ± 0.008



Sample size	wild boar						roe deer					
	Uniforme			Resto			Uniforme			Resto		
	Calibration	Test	SOM	Calibration	Test	SOM	Calibration	Test	SOM	Calibration	Test	SOM
10	0.667 ± 0.076	0.538 ± 0.033	0.740 ± 0.099	0.660 ± 0.027	0.655 ± 0.120	0.514 ± 0.031	0.797 ± 0.130	0.729 ± 0.090	0.776 ± 0.067	0.695 ± 0.043	0.783 ± 0.072	0.724 ± 0.011
25	0.770 ± 0.033	0.613 ± 0.013	0.773 ± 0.040	0.658 ± 0.023	0.757 ± 0.033	0.574 ± 0.014	0.855 ± 0.024	0.784 ± 0.013	0.802 ± 0.029	0.711 ± 0.026	0.834 ± 0.023	0.575 ± 0.015
50	0.757 ± 0.026	0.641 ± 0.017	0.765 ± 0.030	0.679 ± 0.011	0.738 ± 0.017	0.595 ± 0.016	0.848 ± 0.031	0.797 ± 0.011	0.799 ± 0.038	0.723 ± 0.015	0.836 ± 0.034	0.773 ± 0.014
100	0.825 ± 0.015	0.671 ± 0.013	0.817 ± 0.016	0.686 ± 0.012	0.799 ± 0.015	0.634 ± 0.016	0.875 ± 0.015	0.810 ± 0.007	0.821 ± 0.017	0.738 ± 0.010	0.861 ± 0.013	0.786 ± 0.007
250	0.779 ± 0.015	0.704 ± 0.008	0.773 ± 0.019	0.714 ± 0.005	0.741 ± 0.013	0.651 ± 0.009	0.857 ± 0.008	0.822 ± 0.003	0.800 ± 0.008	0.754 ± 0.003	0.839 ± 0.009	0.800 ± 0.003
500	0.774 ± 0.008	0.718 ± 0.005	0.760 ± 0.013	0.723 ± 0.003	0.730 ± 0.010	0.668 ± 0.008	0.851 ± 0.007	0.828 ± 0.002	0.785 ± 0.008	0.758 ± 0.003	0.831 ± 0.006	0.806 ± 0.002
1000	0.768 ± 0.005	0.723 ± 0.004	0.753 ± 0.009	0.725 ± 0.002	0.723 ± 0.006	0.674 ± 0.005	0.846 ± 0.005	0.834 ± 0.002	0.779 ± 0.009	0.767 ± 0.001	0.825 ± 0.005	0.813 ± 0.002
2500	0.764 ± 0.004	0.728 ± 0.001	0.746 ± 0.003	0.735 ± 0.001	0.716 ± 0.004	0.683 ± 0.002	0.845 ± 0.003	0.838 ± 0.001	0.775 ± 0.002	0.770 ± 0.001	0.822 ± 0.003	0.817 ± 0.001
5000	0.759 ± 0.001	0.729 ± 0.001	0.745 ± 0.004	0.739 ± 0.001	0.710 ± 0.001	0.687 ± 0.001	0.843 ± 0.000	0.840 ± 0.001	0.772 ± 0.001	0.772 ± 0.000	0.821 ± 0.000	0.819 ± 0.000
Sample size	red fox						red deer					
	Uniforme			Resto			Uniforme			Resto		
	Calibration	Test	SOM	Calibration	Test	SOM	Calibration	Test	SOM	Calibration	Test	SOM
10	0.675 ± 0.054	0.606 ± 0.015	0.756 ± 0.069	0.672 ± 0.011	0.631 ± 0.057	0.551 ± 0.015	0.871 ± 0.021	0.797 ± 0.021	0.834 ± 0.036	0.758 ± 0.023	0.873 ± 0.037	0.819 ± 0.015
25	0.764 ± 0.045	0.631 ± 0.019	0.780 ± 0.042	0.686 ± 0.009	0.725 ± 0.047	0.561 ± 0.014	0.894 ± 0.010	0.834 ± 0.010	0.843 ± 0.026	0.771 ± 0.014	0.898 ± 0.026	0.846 ± 0.008
50	0.743 ± 0.025	0.645 ± 0.022	0.760 ± 0.033	0.688 ± 0.011	0.696 ± 0.025	0.563 ± 0.018	0.874 ± 0.005	0.850 ± 0.005	0.816 ± 0.021	0.785 ± 0.006	0.882 ± 0.014	0.859 ± 0.005
100	0.789 ± 0.019	0.663 ± 0.016	0.810 ± 0.018	0.695 ± 0.013	0.748 ± 0.022	0.582 ± 0.015	0.929 ± 0.006	0.866 ± 0.006	0.883 ± 0.016	0.803 ± 0.007	0.929 ± 0.011	0.873 ± 0.006
250	0.756 ± 0.015	0.681 ± 0.007	0.778 ± 0.009	0.713 ± 0.003	0.705 ± 0.014	0.596 ± 0.011	0.917 ± 0.005	0.880 ± 0.005	0.868 ± 0.006	0.819 ± 0.004	0.919 ± 0.005	0.866 ± 0.005
500	0.740 ± 0.004	0.696 ± 0.002	0.764 ± 0.004	0.726 ± 0.003	0.677 ± 0.006	0.602 ± 0.006	0.912 ± 0.002	0.889 ± 0.002	0.863 ± 0.005	0.832 ± 0.003	0.913 ± 0.005	0.895 ± 0.002



*“El hombre razonable se adapta al mundo.
El hombre no razonable trata que el mundo se adapte a él.
Por lo tanto todo el progreso depende del hombre no razonable”*

GEORGE BERNARD SHAW

VI – Discusión





D

iscusión, aplicaciones prácticas y perspectivas de futuro

VI. 1. Discusión

Al igual que en el resto de regiones con redes de carreteras ya bien desarrolladas, el número de colisiones vehículo animal ha aumentado progresivamente en Castilla y León durante las últimas décadas. El incremento de la red viaria, la mejora y ampliación de carreteras ya existentes y el incremento del tráfico rodado están entre las razones que explican este aumento. Por tanto es de esperar que, no sólo las colisiones, sino que el resto de afecciones sobre el medio también se hayan multiplicado. No obstante, es cierto que el problema de las colisiones en particular se ha agudizado por el propio aumento de las poblaciones de ungulados, en parte por el abandono rural y la consecuente recuperación de superficie propicia para la fauna, en parte por el exterminio sistemático de sus depredadores.

Minimizar el creciente número de colisiones de vehículos con fauna supone un importante reto no solo para los diseñadores y gestores de la red viaria, por los cuantiosos daños materiales y humanos que provocan (Conover *et al.* 1995, Bruinderink & Hazebroek 1996, Bissonnette *et al.* 2008), sino también para gestores de la biodiversidad puesto que los atropellos constituyen una seria amenaza para bastantes especies (Philcox *et al.* 1999, Grilo *et al.* 2009). Ya hemos visto que las colisiones no se distribuyen al azar, sino que se concentran en determinados puntos donde confluyen ciertas características paisajísticas, parámetros de la carretera y del tráfico, y/o variables relacionadas con las poblaciones faunísticas. Tampoco debe olvidarse la dimensión temporal del problema ya que las colisiones también tienden a concentrarse en ciertos periodos del año, vinculados a periodos sensibles como el celo, y a ciertas horas del día, ligados a los patrones diarios de actividad (Mountrakis & Gunson 2009). Sin embargo, aun teniendo la misma especie por objeto, no todos los modelos obtienen las mismas variables explicativas. Las particularidades de cada zona de estudio y las diferentes metodologías de modelización explicarían estas diferencias. Así, los factores explicativos que explican la localización de las colisiones en vías principales es diferente al de vías secundarias (van Langevelde *et al.* 2009). Los desplazamientos de la fauna pueden variar dependiendo de las características

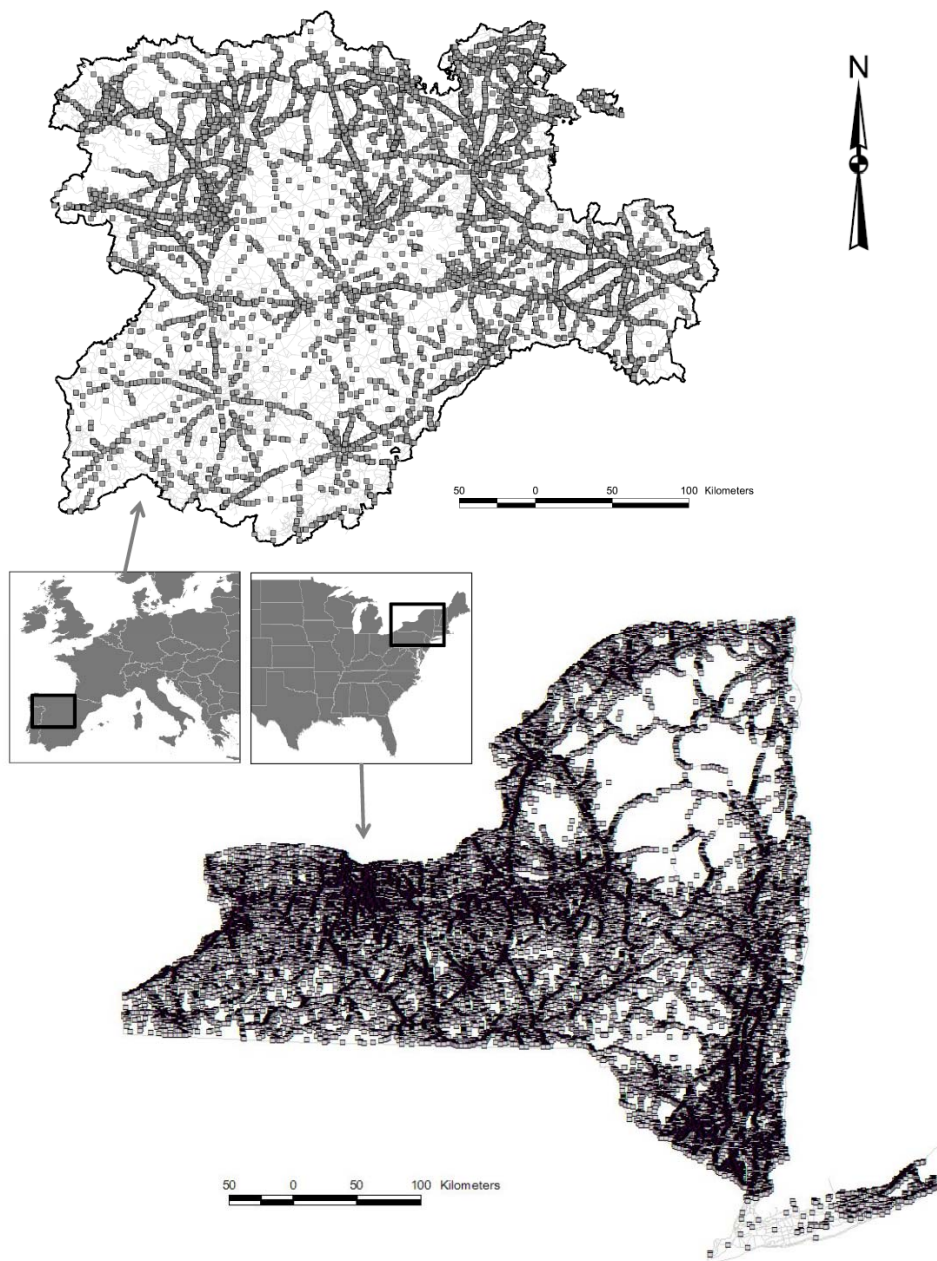


paisajísticas y esto queda reflejado en los modelos. En algunos modelos las formaciones lineales como los bosques riparios se identifican como zonas de concentración. Otras investigaciones han mostrado una correlación con el número de edificios y de parches de terreno público (Nielsen *et al.* 2003). Por tanto, los modelos generados en una determinada región, sobre todo si esta posee características muy definidas, podrían no ser fiables si se aplican en otra área, lo que restaría aplicabilidad a los modelos y obligaría a hacer una modelización particular para cada área de estudio. En este sentido la confianza sobre el uso de modelos en proyectos de mitigación se vería reforzada si se demuestra su efectividad en otras áreas no empleadas en su calibración (Gunson *et al.* 2011). Sin embargo, pocos estudios han realizado pruebas de validación de los modelos en otras zonas de estudio, aunque sea en paisajes similares. Seiler (2005) testó el modelo predictivo de CVF con alces *Alces alces* en otra zona próxima dentro de Suecia. También para anfibios se comprobó (Langen *et al.* 2009) En otros estudios, o bien no se han validado (Feldhamer *et al.* 1986, Saeki *et al.* 2004, Dussault *et al.* 2006), o bien se ha realizado previa división al azar de la muestra en dos partes, una para calibrar los modelos y otra para testarlos, pero siempre dentro de la misma área de estudio (Hubbard *et al.* 2000, Nielsen *et al.* 2003, Malo *et al.* 2004).

Así, una de las nuestras actuales líneas de trabajo pretende evaluar la utilidad que los modelos generados para unas determinadas especies en una región podrían tener en otro lugar. Obviamente, la aplicación de modelos generados en otras zonas solo es posible para especies afines a las que fueron objeto de modelización, puesto que las variables implicadas en los atropellos, en especial las paisajísticas, pueden variar de forma considerable entre grupos faunísticos y entre especies. Por ejemplo, modelizar los puntos negros de colisiones en Castilla y León y comprobar la efectividad de esos modelos en el Estado de Nueva York, o viceversa. De la misma forma que hemos visto en esta tesis, podría realizarse considerando todos los atropellos en su conjunto, o tratando de definir patrones y probar como funcionan dichos patrones en la otra región.



Figura 98. Distribución espacial de las colisiones vehículo-animal para la Región de Castilla y León y el Estado de Nueva York. La creación de modelos de predicción de los tramos de especial concentración de atropellos



Debido a que las carreteras son parte esencial en el desarrollo de la civilización, y que los requerimientos de movilidad y transporte de mercancías son siempre crecientes, es esperable que los conflictos entre red viaria y medio sigan aumentando en un futuro. Sin



embargo, no todos los países se encuentran en la misma situación, por lo que las soluciones aplicables a cada región tampoco pueden serlo. Así, nos encontramos con países como Holanda o Reino Unido donde la red de carreteras prácticamente se ha desarrollado en su totalidad. Además se construyó en una época en que los requerimientos ambientales eran más laxos y el estado del conocimiento en la materia menor. En ellos la red viaria constituye uno de los elementos más conspicuos en un paisaje fuertemente fragmentado. En estos países las acciones deben ir encaminadas a establecer un programa de desfragmentación que contemple la definición y creación de corredores que fomenten la conectividad. Lo mismo también podría aplicarse a países desarrollados como España donde, aunque se siguen construyendo nuevas infraestructuras, la mayor parte de la red está ya constituida. En ellos tenemos, por un lado los nuevos trazados que ya incluyen medidas mitigadoras, y por otro el resto de la red, construida sin tales criterios y poco permeable. En tales situaciones el procedimiento a seguir sería la unificación de criterios entre un plan de desfragmentación de las ya construidas y las medidas tomadas en las infraestructuras lineales en fase de redacción y diseño. En los países emergentes o en vías de desarrollo el escenario es diferente. La red viaria se encuentra en sus estadios iniciales, en ocasiones constituida como una red de caminos. En estos casos hay espacio todavía para la ordenación territorial, teniendo la oportunidad de diseñar desde la ordenación territorial una red coherente que mantenga también la conectividad ecológica. Además, cuentan con la experiencia acumulada en forma de centenares de investigaciones y proyectos piloto en otros países. No obstante, la incorporación de las medidas necesarias para asegurar la permeabilidad de las infraestructuras es costosa por lo que, muy posiblemente, estos países no pueden afrontar los costos, o simplemente haya otras prioridades de inversión. En este sentido, al igual que existe un amplio esfuerzo desde organismos internacionales y asociaciones no gubernamentales para asegurar la conservación de las zonas calientes de biodiversidad, deberían también considerarse los criterios de conectividad. En definitiva, lo que se propugna es una incorporación de criterios ambientales a un nivel similar a los criterios económicos y sociales en el diseño y planificación de la red de carreteras (Willis 1998).

VI. 2. Aplicaciones prácticas

Con la presente tesis doctoral se ha pretendido el desarrollo de metodologías y análisis que incrementen la eficiencia de las medidas mitigadoras a aplicar en los tramos conflictivos de la red viaria, generándose un conocimiento de excelencia dentro de la interacción entre un sector estratégico como son las infraestructuras viarias y una línea prioritaria para la sociedad como es la conservación de la biodiversidad. Se ha dado una orientación eminentemente práctica para dotar de nuevos datos y herramientas, en especial a las



administraciones ligadas a la seguridad vial y la protección de la naturaleza, que contribuyan a reducir la problemática. Se pretende además lograr una mayor colaboración entre diferentes actores e instituciones en la política de I+D+i, fundamentalmente entre la universidad y empresas de consultoría ambiental y diseño de carreteras. Los resultados del estudio pueden también ser muy válidos para compañías de seguros de tal forma que podrían tener bases para ajustar sus pólizas a los riesgos de cada zona.

La caracterización espacio-temporal de los accidentes de tráfico con fauna (dónde se producen los atropellos, cuándo se producen y cómo varían a lo largo del tiempo) posibilita la generación de modelos que muestren la probabilidad de colisión en un punto dado de la red de carreteras. Este es el primer paso para generar un software adecuado, con el apoyo de la geomática y las nuevas herramientas informáticas, que se implemente en los dispositivos GPS y navegadores de los vehículos. El uso de estos dispositivos con objeto de reducir los accidentes por irrupción de fauna en la calzada no ha sido probado aún. Esta medida se englobaría dentro de aquellas destinadas a modificar el comportamiento del conductor. En este planteamiento añadiríamos el factor tiempo de tal forma que el sistema sólo advertiría al conductor cuando transitara una zona de concentración de atropellos, a una determinada hora del día y en determinadas épocas del año. Con ello se lograría focalizar las alertas sólo en aquellos lugares conflictivos en los períodos temporales de elevado riesgo. Una parte de los mismos podría disminuir la velocidad y/o aumentar el nivel de alerta, incrementándose el tiempo y la capacidad de reacción ante la irrupción de un animal de gran porte en la calzada. Todo ello conllevaría una reducción en el número total de siniestros. Las ventajas de este sistema es que no requiere de nuevos dispositivos ya que se incluiría en los mismos dispositivos que podrían instalarse en los vehículos como una aplicación más. No requiere la instalación de nuevos elementos en la vía ni el destino de más recursos para mantenimiento. Si se comprobara su eficacia, podría ser la solución para numerosas carreteras de tráfico medio, evitando impactos negativos como el incremento del efecto barrera provocado por la colocación de vallados perimetrales. Además favorecería la fluidez del tráfico en horas de escaso peligro.

Otra de las posibilidades que se abren sería el desarrollo de mapas de potenciales pérdidas económicas. A partir de las variables relacionadas con la cuantía económica media de las pérdidas por colisión es posible la obtención de estos mapas que permitirían establecer una clasificación jerarquizada de puntos prioritarios de actuación siempre incorporando la dimensión espacial. La jerarquización se realizaría en base a los análisis coste-beneficio que pondera la eficiencia - entendida en términos de reducción del número de colisiones de cada medida mitigadora (vallados, catadióptricos, espejos, olfativas, pasos inferiores, pasos superiores, reducción poblacional...) y los costes de instalación y mantenimiento de las mismas. Así, se establecería un criterio de índole económica para la toma de decisiones en base a mapas de plazos de amortización de las inversiones según tipo de medida



mitigadora. No obstante, desde un punto de vista científico, la reducción del impacto que las infraestructuras lineales ejercen sobre el medio no debería atenerse exclusivamente a criterios económicos puesto que han multitud de procesos a nivel poblacional o ecosistémico que pueden verse beneficiados por la implantación de estas medidas y que difícilmente son cuantificables. Por ejemplo, la mejora de la conectividad favorece la viabilidad poblacional en el tiempo y evita los riesgos de extinción por fenómenos estocásticos; pero la cuantificación en valor económico de la mejora de conectividad resulta muy compleja. Por tanto, en un análisis coste beneficios no vamos a poder incluir todos los aspectos ligados a la instalación de medidas correctoras en la red de carreteras: algunos porque son difícilmente cuantificables, otros porque aun los desconocemos. Pero, a pesar de ello, este tipo de análisis pueden ser muy útiles en planificación de carreteras, aunque solo sea favoreciendo que se tome conciencia sobre la utilidad y de la rentabilidad que la aplicación de tales medidas puede tener a medio y largo plazo.

VI.3. Perspectivas de futuro en el campo de la ecología de carreteras

Actualmente hay ya más de 1000 artículos publicados en revistas de reconocido prestigio sobre la interacción entre las carreteras y la biodiversidad (una buena recopilación en Forman *et al.* 2003). La pregunta parece obvia: ¿queda mucho por saber en ecología de carretera? La respuesta es clara: sí. En los últimos años hemos experimentado un salto cualitativo desde el estudio de los atropellos hasta el surgimiento de la ecología de carreteras, esto es, desde la afección más visible a otras más silenciosas pero potencialmente más peligrosas. Sin embargo, aun quedan interrogantes muy importantes que responder para tener una visión más completa de la naturaleza de la interacción entre fauna y carreteras. La respuesta a estas preguntas resulta esencial para diseñar la estrategia de minimización más oportuna. El por qué no se han encontrado respuestas a estas preguntas se explica por las propias dificultades inherentes al estudio de las afecciones.

Así, hemos visto en la introducción decenas de artículos que constataban una reducción poblacional para grupos faunísticos muy diversos en las inmediaciones de la vía. Pero, ¿sabemos realmente qué es lo que causa tal reducción? La respuesta parece fácil pero no es tan sencilla si consideramos que en el entorno de la carretera actúan muchos agentes que pueden contribuir a tal disminución y cuyos efectos son difícilmente separables: desde la mortalidad directa por atropello hasta las molestias generadas por el tránsito de vehículos. Dependiendo de la importancia relativa de cada una de ellas, los esfuerzos de mitigación se deberían orientar en una dirección u otra. Por ejemplo, no es lo mismo tener que reducir el ruido del tráfico que tener que combatir con una mortalidad elevada por



atropello. Para Reijnen *et al.* (1995) las comunidades orníticas disminuían como consecuencia del ruido, posiblemente por interferencias en su comunicación. Los problemas pueden venir porque se subestimen las tasas reales de mortalidad, lo cual es esperable por la dificultad de estimar el número real de individuos atropellados, es especial para especies pequeñas. En un futuro deberán diseñarse experimentos específicos orientados a separar los efectos de las diferentes formas de afección sobre la fauna, así como las posibles sinergias que de ellas se desprendan. Siguiendo la línea anterior, otra línea de trabajo interesante es el estudio de las consecuencias poblacionales de las afecciones causadas por molestias y estresantes relacionados con el tráfico viario: ruido, luz, herbicidas, sal para el deshielo, aporte de sedimentos...

En general, los principales vacíos de conocimiento se centran en unas escalas espaciales y temporales concretas. La mayor parte de las investigaciones se ha centrado en el ámbito local, en las afecciones de una determinada carretera en concreto. Sin embargo, poco se ha incidido en la escala regional, el impacto conjunto de la red de carreteras y las sinergias con otras infraestructuras lineales y con otras fuentes de perturbación. Así, se requieren investigaciones encaminadas a comparar el impacto de las carreteras respecto a otro tipo de impactos, determinar en qué condiciones este impacto es significativo, ver qué medidas se pueden implementar dependiendo de los distintos tipos de impactos, y como afecta a escala regional la red de carreteras en la persistencia de las poblaciones (Roedenbeck *et al.* 2007). Dicha comparación permitirá el establecimiento de una jerarquía de actuaciones que guiará los pasos a seguir en materia de conservación a escala regional. Si la atribución de las contribuciones individuales de cada una de presiones que actúan conjuntamente sobre el medio resulta compleja, quizás aún más lo es el estudio de los efectos indirectos a medio y largo plazo derivados del incremento de la accesibilidad por la apertura de nuevas carreteras.

Como ya hemos comentado, una de las principales dificultades que encontramos a la hora de estudiar la fragmentación causada por las infraestructuras lineales es el factor tiempo. Entendemos que los efectos de la fragmentación resultan muy perjudiciales, pero sólo comienzan a manifestarse pasado un periodo de tiempo considerable. En este sentido, la red viaria es lo suficientemente reciente como para que los efectos a largo plazo no sean perceptibles aun. Por ello tenemos que trabajar con modelos de viabilidad poblacional que evalúen los efectos que la pérdida de conectividad puede tener en la conservación a largo plazo de las metapoblaciones. No obstante, las técnicas de modernas de genética permiten la identificación de fenómenos microevolutivos cada vez más incipientes.

En cuanto a las medidas mitigadoras hay también todavía cuestiones clave que contestar. Aunque se ha investigado ya profusamente en el uso de las estructuras transversales por parte de la fauna y se han desarrollado metodologías cada vez más depuradas para su



estudio, aun no se conoce la efectividad real de los pasos de fauna. Sabemos qué especies los utilizan, cuándo los utilizan, cuáles son las características constructivas que favorecen su uso o qué condiciones en el entorno del paso lo hacen más propicio. Sin embargo, apenas sabemos nada sobre la proporción de individuos de una población que los emplea. La mayor parte de los seguimientos realizados hasta la fecha cuantifican el número de cruces de una determinada especie, pero ecológicamente no tiene el mismo valor que, por ejemplo, un mismo tejón utilice un determinado paso de fauna diez veces, que diez tejones lo atravesen una sola vez. Por tanto, se requieren nuevos diseños experimentales orientados a investigar la eficiencia real de los pasos de fauna a una escala poblacional, esto es, saber si realmente estos cruces son suficientes para asegurar la viabilidad de la población a largo plazo.

Incluso en medidas tan simples como los vallados aun no tenemos un conocimiento pleno sobre sus posibles efectos adversos. Las conexiones desde carreteras secundarias siguen siendo un punto de acceso por el cual la fauna queda atrapada en el interior de la vía vallada. En ausencia de pasos de fauna, el problema puede desplazarse desde la zona vallada a las carreteras secundarias próximas.

Por último, no debemos renunciar a adentrarnos en los posibles escenarios futuros dentro del mundo del transporte y la movilidad. Todo parece indicar que los vehículos actuales serán paulatinamente reemplazados por los de motor eléctrico. El ruido generado por éstos es mucho menor que los de los motores de combustión por lo que las afecciones causadas por la contaminación acústica tenderán a disminuir. Sin embargo, se plantean nuevas preguntas. Si el ruido del tráfico funcionara como un alertador que disuade a ciertas especies de acercarse a la vía cuando transitan vehículos, se podría dar el caso de que una reducción de ruido se tradujera en un incremento de los atropellos. Además, las nuevas tecnologías pueden aportar nuevas soluciones a temas particulares. Por ejemplo, para reducir las colisiones con fauna de gran porte se ha propuesto la instalación de detectores de movimiento que activen una señalización vertical de alerta en caso de irrupción inminente de un animal en la calzada (Huijser *et al.* 2007). Incluso se encuentran en fase de desarrollado sistemas inteligentes de sensores que se instalan en el propio vehículo y que, en caso de riesgo atropello, desencadena una respuesta automática en cuanto a velocidad y trayectoria para evitar la colisión o, al menos, minimizar sus consecuencias.

En definitiva, la ecología de carreteras es una disciplina que ha experimentado un fuerte auge en las últimas décadas pero en la que hay todavía importantes lagunas que comprometen la efectividad de las decisiones tomadas en materia de gestión de la biodiversidad.



VI.4. Bibliografía

- Bissonette, J. A., Kassar, C. A., Cook, L. J. (2008). Assessment of costs associated with deer-vehicle collisions: human death and injury, vehicle damage, and deer loss. *Human Wildlife Conflicts* 2: 17-27.
- Bruinderink, G. W. T. A., Hazebroek, E. (1996). Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology* 10: 1059-1067.
- Conover, M. R., Pitt, W. C., Kessler, K. K., DuBow, T. J., Sanborn, W. A. (1995). Review of human injuries, illnesses and economic losses caused by wildlife in the U.S. *Wildlife Society Bulletin* 23: 407-414.
- Dussault, C., Roulin, M., Courtois, R., Ouellet, J. P. (2006). Temporal and spatial distribution of moose-vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve, Quebec, Canada. *Wildlife Biology* 12: 415-426.
- Feldhammer, G. A., Gates, J. E., Harman, D. M., Loranger, A. J., Dixon, K. R. (1986). Effects of interstate highway fencing on white-tailed deer activity. *Journal of Wildlife Management* 50: 497-503.
- Forman, R. T. T., Sperling, D., Bissonette, J., Clevenger, A., Cutshall, C., Dale, V., Fahrig, L., France, R., Goldman, C., Heanue, K., Jones, J., Swanson, F., Turrentine, T., Winter, T. (Eds.) (2003). *Road ecology: Science and solutions*. Island Press, Washington, D.C.
- Grilo, C., Bissonette, J. A., Margarida, S. (2009). Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: consequences for mitigation. *Biological Conservation* 142: 301-313.
- Gunson, K. E., Mountrakis, G., Quackenbush, L. J. (2011). Spatial wildlife-vehicle collision models: A review of current work and its application to transportation mitigation projects. *Journal of Environmental Management* 92: 1074-82.
- Hubbard, M. W., Danielson, B. J., Schmitz, R. A. (2000). Factors influencing the location of deer vehicle accidents in Iowa. *Journal of Wildlife Management* 64: 707-712.
- Huijser, M. P., McGowen, P., Fuller, J., Hardy, A., Kocielek, A., Clevenger, A. P., Smith, D., Ament, R. (2007). *Wildlife-vehicle collision reduction study*. Report to U.S. Congress. U.S. Department of Transportation, Federal Highway Administration, Washington, D.C.
- Langen, T. A., Ogden, K., Schwarting, L. (2009). Predicting hotspots of herpetofauna road mortality along highway networks. *Journal of Wildlife Management* 73: 104-114.
- Malo, J. E., Suarez, F., Diez, A. (2004). Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology* 41: 701-710.
- Mountrakis, G., Gunson, K. E. (2009). Multi-scale spatiotemporal analyses of moose-vehicle collisions: a case study in northern Vermont. *International Journal of Geographic Information Systems* 23: 1389-1412.
- Nielsen, C. K., Anderson, R. G., Grund, M. D. (2003). Landscape influences on deer-vehicle accident areas in an urban environment. *Journal of Wildlife Management* 67: 46-51.
- Philcox, C. K., Grogan, A. L., Macdonald, D. W. (1999) Patterns of otter *Lutra lutra* road mortality in Britain. *Journal of Applied Ecology* 36: 748-762.
- Roedenbeck, I. A., Fahrig, L., Findlay, C. S., Houlahan, J. E., Jaeger, J. A. G., Klar, N., Kramer-Schadt, S., van der Grift, E. A. (2007). The Rauschholzhausen agenda for road ecology. *Ecology & Society* 12: 11. Online: <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art11/>.



Saeki, M., Macdonald, D. W. (2004). The effects on the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides viverrinus*) and other mammals in Japan. *Biological Conservation* 118: 559-571.

Seiler, A. (2005). Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology* 42: 371-382.

van Langevelde, F., Dooremalen, C., Jaarsma, C. F. (2009). Traffic mortality and the role of minor roads. *Journal of Environmental Management* 90: 660-667.

Willis, K. G. A. (1998). Review of cost-benefit analysis as applied to the evaluation of the new road proposals in the U.K. *Transport Research part D* 3: 141-156.



*"Al ampliar el campo del conocimiento no hacemos
sino aumentar el horizonte de la ignorancia"*

HENRY MILLER

VII – Conclusiones



C onclusiones

1. El número de colisiones vehículo-animal de accidentes en Castilla y León ha aumentado paulatinamente durante la última década. El jabalí y el corzo son las especies más atropelladas. Las colisiones se concentran durante el período otoñal, los fines de semana, y al atardecer y primeras horas de la noche. Para todas las especies se ha encontrado una marcada estacionalidad aunque dicho período varía de unas a otras.
2. Las colisiones también tienden a agruparse en el espacio. Así, en poco más del 1% de la red viaria castellano-leonesa se concentra más del 20% de todas las colisiones. La provincia con un mayor número de atropellos es Burgos, seguida de Soria, y León. En una situación intermedia se encuentran Palencia y Zamora. En las demás provincias el problema reviste una menor gravedad.
3. Existe una relación entre atropellos de ungulados y fases lunares. Durante la luna llena se produce un incremento del número de colisiones. Este efecto es visible a lo largo de todo el año, aunque con un mayor énfasis en invierno. La relación entre colisiones y brillo de la luna varía entre especies, posiblemente como consecuencia de diferencias interespecíficas en cuanto a la percepción del riesgo bajo diferentes condiciones de luminosidad.
4. Las variables explicativas de las colisiones difieren de forma significativa dependiendo de que el animal implicado sea doméstico o salvaje. Las colisiones con especies silvestres se vinculan en mayor medida a variables relacionadas con el hábitat circundante y tienen lugar preferentemente en paisajes en mosaico y en la proximidad o en el interior de formaciones boscosas y de matorral y en las cercanías de puntos de agua. Por el contrario, las colisiones con fauna doméstica se encuentran más relacionadas con carreteras de elevadas intensidades de tráfico, y con la cercanía a estructuras humanas y núcleos de población de cierta entidad.
5. Existen considerables diferencias en los factores concurrentes en los atropellos de las principales especies. Las colisiones con ciervos y corzos se correlacionan fuertemente con



paisajes en mosaico, bosques y áreas de matorral, en la cercanía a puntos de agua, pendientes más pronunciadas y carreteras de cierta sinuosidad. Tejón y jabalí también se vinculan a masas forestales pero, sobre todo los segundos, poseen caracteres comunes con los atropellos de zorro. Para éste las colisiones vienen dadas por los parámetros relativos al tráfico, intensidad media diaria y velocidad, las indicativas de áreas con influencia antrópica, distancia a estructuras humanas y a núcleos de población de más de 5000.

6. Los atropellos de lobo se encuentran estrechamente relacionados con las variables del tráfico y las molestias antropogénicas. La presencia de vallado es un factor decisivo; los atropellos son proporcionalmente más numerosos en autovías y autopistas valladas. Aunque con densidades de lobos menores, las colisiones resultan más frecuentes en zonas agrícolas debido a mayor la densidad de carreteras y a una mayor proporción de individuos flotantes.

7. La identificación de patrones mediante mapas auto-organizativos y en base a las variables que contribuyen a explicar la distribución espacial de los atropellos resulta útil para mejorar el proceso de selección de medidas mitigadoras. Cada uno de estos patrones puede ser posteriormente modelizado. Conociendo cuáles son las variables explicativas de cada patrón, se pueden seleccionar las medidas mitigadoras que mejor pudieran adaptarse a las condiciones particulares de cada tramo de vía.

8. Es posible identificar a escala local distancias umbrales a bosque para las tres especies de ungulados. No hay un patrón claro de variación en relación a la intensidad de tráfico. A escala regional sólo encontramos distancias umbrales para el jabalí. Esta distancia umbral puede emplearse para definir corredores de mínima probabilidad de altas tasas de AVC, localización de medidas mitigadoras, o para la ordenación del territorio y evaluaciones estratégicas ambientales.

9. La cuantía de los daños varía con la especie, el tipo de vehículo implicado y las características de la carretera donde han tenido lugar. El costo medio también fue mayor para carreteras de alta capacidad. Para una misma especie, la velocidad es la principal variable explicativa. La modelización de los costos permite la incorporación de la dimensión espacial a los análisis coste-beneficio y la creación de mapas de predicción de daños económicos potenciales.

10. Los atropellos partes de accidente constituyen un buen complemento a otro tipo fuentes de obtención de registros de presencia. El incremento medio en el área de presencia conocida fue de superior al 40%. Sin embargo, los atropellos no pueden emplearse como la única fuente de información. Los partes funcionan mejor en áreas con densidad viaria y volúmenes de tráfico elevados, y menor densidad de ungulados por la



escasez de hábitats favorables. Por el contrario, el método no es eficaz para detectar la presencia en áreas con baja densidad viaria.

11. La distribución de los atropellos presenta un sesgo ambiental debido a las variables del tráfico y la distribución de la red viaria. Profundizar en ese sesgo permite diseñar, mediante grupos-objetivo y mapas auto-organizativos, pseudo-ausencias con un sesgo similar al set de datos de presencia. La precisión de los modelos es mayor para especies de distribución reducida. La precisión aumentó con el tamaño muestral, mientras que la autocorrelación espacial incrementa artificialmente la precisión. Los modelos fueron mejores empleando grupos-objetivo para las especies de amplia distribución, y utilizando un background uniforme o basado en los mapas auto-organizativos para las de distribución más restringida.





FIN DEL PRiNCiPiO

GRACIAS,

VíCTOR