

EL PAPEL DE LAS INFRAESTRUCTURAS LINEALES EN INSECTOS. IMPACTOS Y POSIBLES SOLUCIONES

THE ROLE OF LINEAR INFRASTRUCTURES ON INSECTS: EFFECTS AND POSSIBLE SOLUTIONS



M^a del Pilar Tamayo Muñoz

TESIS DOCTORAL. Granada 2014

**UNIVERSIDAD DE GRANADA.
DEPARTAMENTO DE ZOOLOGÍA**



*A MI LLELLA, QUIEN ME ENSEÑÓ A VALORAR LOS
PEQUEÑOS DETALLES DE LA VIDA.*

*A vosotros, mi familia, los más importantes, sin cuyo
apoyo no hubiera sido posible llegar tan lejos.*

Agradecimientos

Cuando agradecemos, pretendemos corresponder a una atención o cuidado recibido, que puede trasladarse en la mayoría de las ocasiones en un beneficio aportado. Así, este trabajo empezó hace muchos años y cada una de las personas que han intervenido, han influido en esta creación. ¿Cómo os lo podría agradecer? Sé que estas breves palabras no bastan para agradecer los incesantes apoyos que he recibido. Pero de cualquier modo:

Por su cuidado durante todo este largo tiempo que ha durado la espera del que no duerme, ni come, ni casi vive... es imprescindible que vaya mi gran agradecimiento a Mi Familia... A mis abuelos que vivieron unos muestreos en solitario muy preocupados, pero que se reían mucho con mis historias de “bichos”, aunque ya no puedan compartir conmigo este momento. A mis padres que han seguido durante años con desvelo cada uno de los pasos que conseguía acercarme cada vez más a mi sueño. A mi hermana y sobrinos que han sabido darle el punto de diversión a este periodo. A mi tía que ha corregido aquellos textos que con tanto mimo escribía. Y a David, que durante estos años de pareja ha apostado su tiempo y paciencia para que pudiera alcanzar mi meta...

Por la atención recibida:

A Felipe Pascual Torres, que confió al inicio en mí para la elaboración de esta tesis.

A mi codirectora, tutora, compañera y amiga, Adela González Megías, cuya reaparición en mi vida supuso un halo de esperanza y luz, que aún perdura. Sin su entusiasmo, confianza, dedicación, paciencia, mimo, asesoramiento y supervisión no hubiera sido posible que esta coordinación entre científicos y técnicos hubiera obtenido este

resultado. Gracias a ello he conseguido crecer como persona e investigadora. Sin sus palabras de aliento y cariño en los momentos más difíciles no hubiera sido posible que este trabajo se materializase finalmente.

A Blas de Pando, quién ha demostrado una enorme paciencia, explicándome los “bonitos mapas de colores”, como herramientas, potencial y aplicaciones.

A Manuel Oñate Parejo, gran profesional y amigo, que me ha enseñado a trabajar en la Administración, el funcionamiento de la misma a nivel ambiental, y a tener fe en lo que quería.

A Manuel Ferreras Romero, que siempre se ha mostrado dispuesto a ayudarme en todo lo que necesitase, y cuyas conversaciones me han aportado directa o indirectamente ideas y conocimientos para la consecución de mis objetivos.

A Renato Herrera y Luis Ramajo, por su apoyo desde el inicio de mi andadura profesional.

A un fotógrafo impresionante, además de amante de la Entomología, Joaquín Márquez, cuya sensibilidad a la hora de plasmar momentos únicos ha trasladado a la portada de esta tesis, con la cópula de *Apteromantis aptera*.

A todos los compis de Departamento, que han ido animándome día a día. En especial a Cristina, Angel y Martín, que siempre han tenido una sonrisa para continuar en esta ardua tarea.

Y por último para no seguir engrosando la lista, aunque no menos importantes, no quiero olvidarme de todos aquellos amigos y amigas que a lo largo de todos estos años, en función de sus posibilidades, me han escuchado y apoyado cuando lo he necesitado.

A aquellos que durante este tiempo me han ido animando con este monotema que ha sido mi pasión. Que sin interesarles en demasía o incluso darles repelús o pavor “los bichos”, me han comprendido. Que tenían mil preguntas e ideas que me han empujado a seguir.

A todos vosotros, gracias. Gracias, porque sin vuestro apoyo, no hubiera podido cumplir este sueño.

INDICE

INDICE

Resumen	1
Introducción general	6
Introducción.....	7
Objetivos y desarrollo de los capítulos.....	14
Bibliografía.....	18
Capítulo 1: Effects of roads on insects: a review	25
Summary and keywords.....	26
Introducción.....	27
Literature search criteria.....	29
Effects of road on insects.....	30
1) Road construction.....	39
2) Collision with vehicles.....	40
3) Barrier effects of roads.....	45
4) Pollution.....	50
Insects group in road ecology.....	51
Conclusions and recommendations for future research.....	53
Acknowledgements.....	54
References.....	54
Capítulo 2: Do environmental impact statements reflect endangered species catalogs?	67
Summary and keywords.....	68
Introduction.....	69
Methods.....	72
Environmental Impact Statement (EIS).....	72
Unified Environmental Authorization (UEA).....	73
Results.....	74

Fauna in total EISs.....	74
Unified Environmental Authorization (UEA).....	78
Discussion.....	78
Environmental Assessment procedure and Wildlife.....	78
Taxa in protected areas.....	80
Conclusions.....	83
Acknowledgements.....	84
References.....	84
Appendix.....	

Capítulo 3: Using of insect species distribution models for roads design.....99

Abstract and keywords.....	100
Introduction.....	101
Methodology.....	104
Model.....	104
Model used.....	106
Application of models.....	110
Insect species selected for the application in the infrastructure Project.....	112
Results.....	113
Model validation.....	113
Significance of the explanatory variables.....	
Model application.....	118
Distribution areas.....	118
Widespread species.....	118
Northern distributed species in Spain.....	119
Mediterranean species.....	119
Potential distribution of species in road studied.....	120
A-381 road.....	120
A-7 road.....	123

Discussion.....	125
Detection of parameters that affecting distribution models.....	126
Explanatory variables.....	132
References.....	137
Capítulo 4: A review of mitigation measures to reduce the negative effect of road on insects.....	153
Abstract and keywords.....	154
Introduction.....	155
Mitigation measures on road.....	157
1) Design phase of the road.....	159
2) Road life phase: management and road maintenance.....	170
Conclusions.....	177
Acknowledgements.....	178
References.....	178
Capítulo 5: Recomendaciones para incluir en el diseño y construcción de una carretera, con el fin de reducir o eliminar el impacto de la misma sobre los insectos.....	201
Resumen y palabras clave.....	202
Introducción.....	204
Metodología.....	209
Estudio 1: Revisión de las especies vegetales utilizadas en restauración paisajística de proyectos de carreteras.....	209
Estudio 2: Lepidópteros, Coleópteros y Odonatos protegidos en Andalucía. Detección de hábitats y especies vegetales asociadas.....	210
Estudio 3: Recomendaciones a incluir en la guía metodológica de proyectos de carreteras, para prevenir y minimizar efectos de la construcción de las infraestructuras sobre insectos.....	211
Resultados y discusión.....	213

Estudio 1.....	213
Estudio 2.....	213
Estudio 3.....	222
Conclusiones.....	240
Bibliografía.....	242
Apéndice.....	256
Discusión General.....	280
Discusión General.....	280
Bibliografía.....	286
Conclusiones.....	288
Conclusiones.....	288

RESUMEN

RESUMEN

Las infraestructuras de transporte como carreteras y ferrocarriles contribuyen al desarrollo de diferentes regiones, incrementando la calidad de vida. Sin embargo, la construcción de dichas infraestructuras conlleva la fragmentación y alteración de hábitats naturales, ya que aunque por sí mismas llegan a cubrir pequeñas proporciones del paisaje, el impacto ecológico se considera extensivo. En las últimas décadas se evidencian efectos negativos de las carreteras en diferentes grupos animales. Estos impactos pueden estar causados por el efecto barrera que supone la carretera, la dispersión o la mortalidad directa por colisión con vehículos. Debiéndose tener en cuenta que todo ello depende de diferentes causas como la velocidad de los vehículos, el volumen de tráfico, la anchura de la carretera, el momento del día o época del año, o la diversidad de hábitat a lo largo de la carretera.

Las investigaciones sobre los atropellos a fauna que se producen en la carretera están bastante limitadas y centradas en gran medida en los vertebrados, debido a los pocos estudios que existen, al respecto, sobre insectos. Esta diferencia se podría achacar a las modas intelectuales que no suelen reflejar la importancia de los invertebrados frente a los vertebrados en la función y estructura de los ecosistemas.

Se considera necesario conocer cuáles son los efectos negativos que la presencia de estas infraestructuras en el territorio produce sobre los insectos, mediante la revisión documental exhaustiva acerca de los efectos negativos que inciden en la construcción y explotación de carreteras sobre dicho grupo. Un aspecto importante es el conocimiento de la forma en que la Administración está sometiendo a trámite estos temas y cuáles son las medidas o condicionantes que se proponen en los documentos fruto de los diferentes

procedimientos. Esto nos permite adivinar si se dispone de la información necesaria para entender los impactos que se pueden producir sobre la fauna, y concretamente sobre los insectos. Se ha pretendido con este trabajo establecer la influencia que posee la legislación que protege a la fauna, en forma de Catálogos, tanto Nacionales como Regionales, en las Declaraciones de Impacto Ambiental. Todo ello mediante el análisis de un conjunto de diferentes procedimientos de Evaluación Ambiental -EA- (tanto a nivel Estatal –España- como a nivel Regional –Andalucía-) para obtener conclusiones donde se observa el comportamiento de organizaciones, profesionales, y administraciones a la hora de recoger los diferentes grupos faunísticos en sus estudios del medio, estén o no protegidos por la legislación correspondiente.

Sólo integrando el conocimiento de la especie faunística concreta, su localización en el territorio, los efectos negativos de la ubicación de una infraestructura en su hábitat y las posibles alternativas para minimizar la afección, podremos ayudar a conservar dicha especie.

Como una de las causas suele ser la falta de información sobre la distribución real y potencial de taxones de insectos, es necesario aportar información acerca de las herramientas que hoy día se consideran adecuadas y menos costosas para obtener información acerca de dicha distribución. Por lo que se pretenden estudiar las herramientas de modelización para la obtención de distribuciones potenciales de especies, de modo que se encuentre el modelo adecuado en función de los datos iniciales que se posean de partida, para obtener información con el fin de conseguir el acercamiento a la realidad esperada. Con esta información se podrían localizar zonas calientes de ubicación de insectos, en este caso, protegidos por legislación nacional y regional, para potenciar su protección. Con la superposición de estas zonas a lo largo de

las diferentes alternativas de la carretera, se podrá optar por la opción menos impactante para la fauna.

Según el conocimiento de la distribución de una especie de insecto y los efectos negativos que la ubicación de una infraestructura puede tener sobre la misma, se ha realizado un análisis de cuáles son las diferentes medidas preventivas, protectoras y correctoras que en la actualidad, a nivel técnico y científico, se están llevando a cabo para mitigar la afección a insectos. Se propone el estudio de las especies vegetales utilizadas en diferentes proyectos de carreteras revisados, los hábitats de distintas especies de insectos protegidas por legislación vigente y la asociación que se podría dar entre ellos para, de este modo, maximizar la eficiencia de la aplicación de medidas correctoras en carreteras, fundamentalmente en proyectos de restauración paisajística. Se obtiene información de documentos referidos principalmente a medidas mitigadoras para vertebrados, y se estudian las posibles aplicaciones que, con el menor coste podrían tener dichas medidas en insectos. La minimización de los efectos sobre los insectos debe atender por tanto a las fases de construcción y explotación (funcionamiento) de las vías de transporte. Es necesario tener en cuenta su perspectiva temporal, pues la fase de construcción de un tramo de carretera suele durar varios años, en los que los impactos puntuales son de gran intensidad. De este modo, en esta fase, las medidas deberían poseer un conocimiento previo del entorno bastante detallado para poder centrarse en la protección del hábitat en localizaciones concretas. En contraposición con la fase de construcción, la fase de explotación de una carretera permanece mucho más en el tiempo, pues se suelen proyectar con un fin de permanencia indefinida. Así, cada vez más se tiende a minimizar los efectos del proyecto con actuaciones de restauración enfocadas a mantener la funcionalidad natural del área a largo plazo.

En último lugar se muestran como resultado una serie de recomendaciones técnicas con la finalidad de que puedan incluirse en alguna guía o manual de diseño ambiental de infraestructuras, para que en un futuro, los insectos no sean un grupo desconocido en los documentos técnicos de medidas a aplicar en carreteras.

INTRODUCCIÓN GENERAL

INTRODUCCIÓN GENERAL

Las infraestructuras lineales y el tráfico que las acompaña son elementos centrales para el desarrollo humano. Sin embargo, por contra se producen a diario víctimas humanas como consecuencia del mayor uso y el incremento de tráfico, que desencadenan una de las principales preocupaciones sociales actuales, como es reducir las muertes y lesiones, así como incrementar en lo posible la seguridad vial.

Algo semejante ocurre en el ámbito de los hábitats naturales, ya que las infraestructuras lineales se encuentran entre las principales amenazas de dichos hábitats. La construcción y mantenimiento de carreteras modifica radicalmente los ecosistemas a lo largo de la mayoría de los paisajes terrestres (Bennet 1991; Forman and Alexander 1998; Spellerberg 2002), disminuyendo y fragmentando los hábitats naturales (Munguira and Thomas 1992; Fahrig et al. 1995), sobre todo en vías de alta capacidad y los ferrocarriles con vallado perimetral, que acarrear un efecto barrera sobre una amplia gama de especies de vertebrados e invertebrados (Munguira and Thomas 1992; Anderson 2002; Dyer et al. 2002; Rondinini and Doncaster 2002; Forman et al. 2003; Koivula and Vermeulen 2005; Waller and Servheen 2005; McGregor et al. 2008). El aislamiento de las poblaciones remanentes resultantes de la reducción de la conectividad entre grupos de hábitats es considerado como una de las mayores amenazas a la supervivencia de las especies producida a consecuencia de la fragmentación del hábitat (Reed 2004).

Los efectos directos de la construcción de una carretera incluyen la alteración del hábitat original, la muerte de individuos, los cambios en las propiedades químicas

del suelo, el balance de agua y el microclima de los hábitats (Forman et al. 2003; Rao and Girish 2007). En general los atropellos pueden provocar, además de la muerte del animal (McKenna et al. 2001; Spellerberg 2002; Forman et al. 2003), heridas en los mismos, creando poblaciones amenazadas (Dennis 1986; Munguira and Thomas 1992, Forman and Alexander 1998; Gloyne and Clevenger 2001; Dickson and Beiber 2002). La construcción de la carretera puede modificar comportamientos animales (Dyer et al. 2002). De modo que como sugieren, McClure (1951) y Knutson (1987), una especie faunística se vería afectada por mortalidad en carreteras según la concentración, la tendencia a cruzar dicha carretera, la capacidad de escapar y la presencia de tráfico. Todo ello teniendo en cuenta que el tráfico por carretera es una fuente importante de emisiones de dióxido de carbono (Ministry of Transport and Communications 2006). La carretera contribuye a provocar alteraciones del hábitat por la perturbación lumínica (Outen 2002), por contaminantes químicos y fertilización con nutrientes procedentes de los vehículos, además de contar con los procesos de gestión y mantenimiento de carreteras que afectan a las comunidades de los alrededores terrestres y acuáticos (Spencer and Port 1988; Spencer et al. 1988, Forman and Alexander 1998, Del Cabo et al. 2004), pudiendo provocar un cambio en la composición de las especies vegetales que se encuentren a una distancia de hasta 200 metros de la carretera (Angold 1997). Rajvanshi et al. (2001) esquematizaron los impactos de los proyectos de carreteras en la fauna silvestre basándose en que la carretera produce modificaciones del hábitat, restricción de movimiento de los animales, la mortalidad de los animales e incluso induce trastornos bióticos y abióticos.

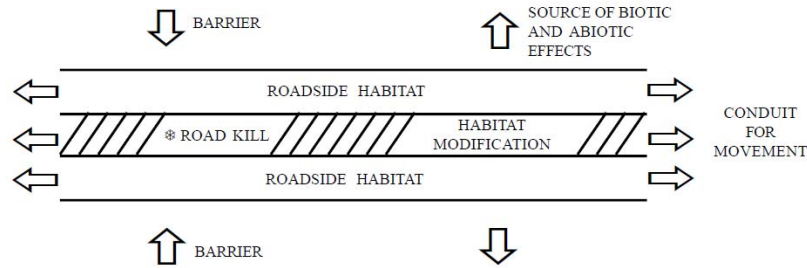


Fig 1: Representación esquemática del impacto de proyectos de carreteras en la fauna (Rajvanshi et al. 2001).

Sin embargo las investigaciones sobre los atropellos a fauna que se producen en la carretera están bastante limitadas y centradas en gran medida en los vertebrados (Canfield 1991; Hels and Buchwald 2001; Clevenger et al. 2003; Aresco 2005; Shepard et al. 2008; Eigenbrod et al. 2009; Van Langevelde et al. 2009; Borkovcová et al. 2012; Neumann et al. 2012). De este modo, con relativamente pocos estudios sobre insectos, sólo se podía adivinar la extensión de los daños del tráfico y sus consecuencias en algunas de las especies afectadas. Rao and Girish (2007) atañen esta diferencia a las modas intelectuales que no suelen reflejar la importancia de los invertebrados frente a los vertebrados en la función y estructura de los ecosistemas.

La minimización de los efectos negativos derivados de las carreteras y ferrocarriles sobre la fauna se suele abordar en el diseño y desarrollo de todos los proyectos, y en los procedimientos de evaluación de impacto ambiental se presenta una atención especial a este punto. El Real Decreto 1274/2011, de 16 de septiembre, por el que se aprueba el Plan estratégico del patrimonio natural y de la biodiversidad 2011-2017, en aplicación de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, menciona que las infraestructuras de transporte son uno de los principales elementos que causan la fragmentación de ecosistemas en la Unión Europea

y España. Este hecho está relacionado con la apertura de infraestructuras lineales (Irurita 2006), infraestructuras que requieren de inclusión de conducciones, así como las actividades humanas, como planeamientos urbanísticos y explotaciones mineras, que causan efectos negativos sobre el ambiente, cuya identificación y evaluación es importante con el fin de diseñar estrategias que eviten, mitiguen y compensen esos impactos.

Para evitar o minimizar en lo posible estos efectos negativos, es necesaria la aplicación de diferentes procedimientos ambientales administrativos, que suelen englobarse en la Evaluación Ambiental (EA), considerada por la Ley 21/2013 de 9 de diciembre, de evaluación ambiental, como indispensable para la protección del medio ambiente. La EA, a través de la evaluación de los proyectos “garantiza una adecuada prevención de los impactos ambientales concretos que se puedan generar, al tiempo que establece mecanismos eficaces de corrección o compensación” (Ley 21/2013). Su ámbito de aplicación alcanza esferas cada vez más estratégicas por la diversidad y el volumen de procesos en los que interviene (Granados et al. 2007).

La Evaluación, según la Ley 21/2013, debe cuantificar los efectos previsibles directos o indirectos, acumulativos y sinérgicos del proyecto sobre la fauna, entre otras variables, durante las fases de ejecución, explotación y en su caso la demolición o abandono del proyecto. Y además, en el caso que el proyecto pueda afectar directa o indirectamente a un espacio incluido en Red Natura 2000, se incluirá un apartado específico para la evaluación de sus repercusiones en el lugar.

La EA de proyectos en la Administración General del Estado suele realizarse en tres fases de actuación: Determinación del Alcance del estudio de impacto ambiental; Estudio de Impacto Ambiental, Información Pública y Consultas y Declaración de

Impacto Ambiental (DIA) (González et al. 2009). Es a ésta última fase a la que se debería prestar, junto al estudio de impacto ambiental, mayor atención, por tratarse del pronunciamiento de la autoridad competente en materia de medio ambiente, dentro del procedimiento de EA, en el que se determina, respecto a los efectos ambientales previsibles, la conveniencia o no de realizar la actividad proyectada y, en caso afirmativo, las condiciones que deben establecerse en orden a la adecuada protección del medio ambiente y los recursos naturales (RDL 1302/1986). Asimismo se debe tener en cuenta que aunque la Constitución Española le atribuye al Estado la competencia exclusiva para establecer legislación básica, cada Comunidad Autónoma contará con su propia normativa en materia de EA.

La importancia de estos procedimientos es notoria, pues una vez producida la pérdida o la degradación, es difícil o imposible reparar el hábitat, y el coste de la restauración ecológica puede ser muy alto y a menudo se sale de las posibilidades de la mayoría de los países. Por ello, para conseguir realizar una EA correcta y con ello minimizar los efectos negativos que se producen sobre el medio, es fundamental el conocimiento del territorio en el que se implantan, mediante estudios ambientales, que faciliten información sobre la distribución tanto real como potencial de las diferentes especies, con el fin de tenerlos en cuenta en procesos de planificación, conservación, gestión, diseño y política ambiental (Forman and Alexander 1998). Es importante conocer la ubicación geográfica en el territorio en los estudios de impacto ambiental, sobre todo en los casos en los que el proyecto se incluye en Espacios Naturales Protegidos. En este caso ha de tenerse en cuenta que dichos espacios son, generalmente, islas de terreno natural bien conservado y de características ecológicas dignas de dicho

estatus de protección, rodeadas de un mar de influencia humana muy notable (De la Puente and Viejo 2010).

El proyecto europeo COST 341 aborda la problemática de fragmentación del hábitat, en lo referente a las infraestructuras lineales, y a nivel de fauna vertebrada ha elaborado una serie de documentos de referencia a escala europea (Rosell and Alvarez 2006; MMA 2006; MMARM 2008; 2010a; 2010b), ya que se considera que la densidad de infraestructuras viarias es un indicador de la antropización del territorio (Serrano 2003). Este sesgo hacia los vertebrados se mantiene patente a lo largo de la aplicación y diseño de actuaciones de restauración (Valladares et al. 2011). Debido, a la falta de conocimientos básicos, ya mencionados a lo largo de esta introducción, llevando a una práctica generalizada en ecología aplicada, que conduce a plantear una inevitable restricción taxonómica de la información que se muestra en los documentos.

Con todo ello, la consideración de la fauna por sí misma tendría mucha importancia, pero además en el caso de los insectos su importancia estaría relacionada asimismo con la flora, como mostró el Comité de Ministros del Consejo de Europa, que adoptó en 1986 la Carta de los Invertebrados, subrayando en la Recomendación que (86) 10: “(...)es necesaria una acción concertada a nivel internacional debido a que la vida vegetal y animal, la productividad primaria (vegetal) y secundaria (animal), dependen directa o indirectamente de los invertebrados y como consecuencia la continuidad de su existencia es determinante para la supervivencia de la especie humana”. De hecho, se ha de contar con una “pequeña parte positiva” como es que los márgenes de carreteras también pueden funcionar como un “patrimonio natural” de considerable longitud, ya que se provee a la fauna de vegetación lineal que puede proporcionar hábitat para muchas especies (Underhill and Angold 2000).

Siguiendo esta senda, la Directiva Hábitat representa un paso adelante pues tiende tanto hacia la protección jurídica de un grupo de especies de insectos, como hacia la protección de sus hábitats, conformando la “Red Natura 2000”. Ya que la capacidad adaptativa de las especies a un hábitat ha evolucionado a lo largo de los siglos, y cualquier alteración en el mismo, produce una afección negativa en la especie. Pero aunque dicha normativa refleje un paso hacia delante hacia la protección de los insectos, coincidimos con Galante and Verdú (2000) en que la información sobre el estado de conservación y la distribución de los mismos debe ser actualizada.

De este modo, para una correcta gestión y conservación de los insectos en el territorio, se considera necesaria la realización de estudios directos (Galante and Verdú 2000) de los hábitats donde real o potencialmente tienen establecidas sus poblaciones. Pero se observa que los insectos son un grupo animal poco conocido en general (Taylor 1986; Galante and Verdú 2000) y en particular al realizar estudios de planificación y diseño de carreteras (Valladares et al. 2011). Comprobándose que este grupo está poco representado, en la mayoría de las políticas de conservación (Hernández-Manrique et al. 2012), así como en las evaluaciones ambientales de planes, programas y proyectos, a pesar de que estimaciones globales indican que es el grupo más diverso del planeta, con más de un millón de especies descritas (Gullan and Cranston 2005) y supone el 81% de la fauna ibérica (Ramos et al. 2001). Esto puede deberse en parte a que aún no existe una prospección cualitativa completa de muchas de la especies de insectos, aunque estén protegidos, y por otro lado, la evaluación cuantitativa no resulta homogénea en muchas ocasiones (Galante and Verdú 2000). El conocimiento de muchas especies de insectos suele ser deficiente por estar compuesto por muestreos intensivos en unas pocas localidades emblemáticas y citas de capturas esporádicas (Hortal et al. 2000).

La minimización de los efectos sobre los insectos debe atender por tanto a las fases de construcción y explotación (funcionamiento) de las vías de transporte. Siendo necesario tener en cuenta su perspectiva temporal, pues la fase de construcción de un tramo de carretera suele durar varios años, en los que los impactos puntuales son de gran intensidad. De este modo en esta fase las medidas deberían poseer un conocimiento previo del entorno bastante detallado para poder centrarse en la protección del hábitat en localizaciones concretas. En contraposición con la fase de construcción, la fase de explotación de una carretera permanece mucho más en el tiempo, pues se suelen proyectar con un fin de permanencia indefinida. Así, cada vez se tiende a minimizar los efectos del proyecto con actuaciones de restauración enfocadas a mantener la funcionalidad natural del área a largo plazo. Con la información adecuada sobre insectos acerca de su hábitat, distribución y consecuencias negativas de la carretera sobre la especie, se podrían plantear una serie de recomendaciones sobre las medidas correctoras propuestas y ensayadas en las últimas décadas, para reducir dichas consecuencias.

OBJETIVOS Y DESARROLLO DE LOS CAPÍTULOOS

Con el propósito de potenciar la presencia de los insectos en el desarrollo de los Estudios de Impacto Ambiental de infraestructuras lineales –carreteras- y por ende en los procedimientos administrativos relacionados con los mismos, el primer paso será conocer cuáles son los efectos negativos de la presencia de estas infraestructuras en el territorio, sobre los insectos. Es preciso saber cómo se está tratando el tema a nivel Administrativo, y si las medidas o condicionantes que se proponen en los documentos fruto de los diferentes procedimientos, nos hacen adivinar que se dispone de la

información necesaria para entender los impactos que se pueden producir sobre la fauna, y concretamente sobre los insectos. Sólo integrando el conocimiento de la especie faunística concreta, su localización en el territorio, los efectos negativos de la ubicación de una infraestructura en su hábitat y las posibles alternativas para minimizar la afección, podremos ayudar a conservar dicha especie.

Por tanto, los objetivos generales de la presente tesis son:

- Realizar una revisión documental exhaustiva acerca de los efectos negativos que produce la construcción y explotación de carreteras sobre los insectos.
- Determinar qué grado de conocimiento demuestra la Administración Pública a la hora de realizar los procedimientos de Evaluación Ambiental sobre el efecto negativo que poseen las infraestructuras en la fauna. Se pretende establecer la influencia que posee la legislación que protege a la fauna, en forma de Catálogos, tanto Nacionales como Regionales, en las Declaraciones de Impacto Ambiental. Todo ello mediante el análisis de un conjunto de diferentes procedimientos de Evaluación Ambiental -EA- (tanto a nivel Estatal –España- como a nivel Regional –Andalucía-) para obtener conclusiones acerca de cuál es la importancia que se le confiere a la fauna en dichos procedimientos (Capítulo 2), estudiándose un grupo de Declaraciones de Impacto Ambiental (DIA) y diferentes expedientes de Autorizaciones Ambientales Unificadas (AAU), donde se observa el comportamiento de organizaciones, profesionales, y administraciones a la hora de recoger los diferentes grupos faunísticos en sus estudios del medio, estén o no protegidos por la legislación correspondiente.
- Detectar la problemática asociada a la limitada presencia de fauna e insectos en los procedimientos de evaluación ambiental.

- Estudiar las herramientas de modelización para la obtención de distribuciones potenciales de especies, de modo que se encuentre el modelo adecuado, en función de los datos iniciales que se posean de partida, para obtener información para el acercamiento a la realidad esperada. Con esta información se podrían localizar zonas calientes de ubicación de insectos, en este caso, protegidos por legislación nacional y regional, para potenciar su protección. Con la superposición de estas zonas a lo largo de las diferentes alternativas de la carretera, se podrá optar por la opción menos impactante.

- Determinar cómo se puede minimizar el efecto negativo de las carreteras en los insectos. En general se puede pensar en las restauraciones paisajísticas de la carretera, por la relación planta-insecto, pero se ha de realizar una revisión de la documentación científico-técnica existente, de las medidas mitigadoras existentes en la actualidad tanto a nivel de diseño estructural, como de mantenimiento de la carretera.

- Establecer la posible relación entre las especies vegetales que se utilizan en la restauración paisajística en zonas aledañas a la carretera y las plantas nutricias y hospedadoras de diferentes insectos.

- Conocer los hábitats de las diferentes especies de insectos, para que al realizar el diseño de la carretera se afecte lo mínimo a dichos hábitats.

- Conocer la relación existente entre las medidas preventivas, protectoras y correctoras de impacto sobre fauna de vertebrados en general, y las medidas mitigadoras que se encontraron anteriormente. De este modo, se podrá maximizar el rendimiento ecológico de dichas medidas, al poder ser aprovechadas también para insectos. Se trata de determinar una serie de recomendaciones para poder incluir en documentos técnicos,

cuyo fin sea encontrar medidas que estando estandarizadas ya para vertebrados, puedan resultar eficaces para insectos, con el ahorro de costes que ello conlleva.

En base a los objetivos planteados, el desarrollo de los capítulos de la tesis se establece de la siguiente manera: en el Capítulo 1 se realiza una revisión de los efectos negativos de la carretera sobre los insectos. La detección de si esa percepción de los efectos negativos sobre la fauna en general y sobre los insectos en particular estaba patente en los procedimientos administrativos relacionados con la Evaluación Ambiental de proyectos de infraestructuras lineales se aborda en el Capítulo 2. Determinándose en él cuáles pueden ser las causas probables de la mayor presencia de unos taxones frente a otros en las Declaraciones de Impacto Ambiental. Como una de las causas puede ser la falta de información sobre la distribución real y potencial de taxones, de insectos, es necesario aportar información acerca de las herramientas que hoy día se consideran adecuadas y menos costosas para obtener información acerca de dicha distribución, lo que se realiza en el Capítulo 3. Llegados a este punto, es necesario que si se conoce la distribución de una especie de insecto y los efectos negativos que la ubicación de una infraestructura puede tener sobre la misma, se realice en el Capítulo 4, un análisis de cuáles son las diferentes medidas preventivas, protectoras y correctoras que en la actualidad, a nivel técnico y científico, se están llevando a cabo para mitigar la afcción a insectos. Finalmente, el Capítulo 5, pretende ser más experimental estudiando las especies vegetales utilizadas en diferentes proyectos de carreteras revisados, los hábitats de distintas especies de insectos protegidas por legislación vigente y la asociación que se podría dar entre ellos para de este modo maximizar la eficiencia de la aplicación de medidas correctoras en carreteras. Se obtiene información

de documentos referidos principalmente a medidas mitigadoras para vertebrados, y se estudian las posibles aplicaciones, que con el menor coste podrían tener dichas medidas en insectos. Mostrando finalmente una serie de recomendaciones técnicas con la finalidad de que puedan incluirse en alguna guía o manual de diseño ambiental de infraestructuras, para que en un futuro, los insectos no sean un grupo desconocido en los documentos técnicos de medidas a aplicar en carreteras.

BIBLIOGRAFÍA

Anderson P (2002) Roads as barriers. In *Wildlife and roads: the ecological impact*:169-184. Sherwood B, Cutler D, Burton JA (Eds.). London: Imperial College Press.

Angold PG (1997) The impact of road upon adjacent heathland vegetation: effects on plant species composition. *J Appl Ecol* 34: 409–417.

Aresco MJ (2005) The effect of sex-specific terrestrial movement and roads on the sex ratio of freshwater turtles. *Biol Conserv* 123: 37-44.

Bennett AF (1991) Roads, roadsides, and wildlife conservation: a review. In: Saunders SA, Hobbs RJ (Eds.), *Nature Conservation 2: The role of corridors*: 99–118. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton.

Borkovcová M, Mrtka J, Winkler J (2012) Factors affecting mortality of vertebrates on the roads in the Czech Republic. *Transportation Research Part D* 17: 66-72.

Canfield PJ (1991) A survey of koala road kills in New South Wales. *J Wildl Dis* 27: 657-660.

Clevenger AP, Chruszcz B, Gunson KE (2003) Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biol Conserv* 109: 15-26.

De la Puente D, Viejo JL (2010) Estrategias de conservación en una reserva de mariposas ¿Qué deberíamos hacer?. XIV Congreso Ibérico de Entomología. Libro de Resúmenes. p.46.

Dennis RLH (1986) Motorways and cross-movements. An insect's 'mental' map of the M56 in Cheshire. *Bulletin of the Amateur Entomologists Society* 45: 228-243.

Dickson BG, Beier P (2002) Home-range and habitat selection by adult cougars in Southern California. *Journal of Wildlife Management* 66: 1235-1245.

Dyer SJ, O'Neill JP, Wasel SM, 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 SJ, Fahrig L (2009) Quantifying the Road Effect Zone: Threshold Effects of a Motorway on Anuran Populations in Ontario, Canada. *Ecology and Society* 14: 24. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art24/>

Fahrig L, Pedlar JH, Pope SE, Taylor PD, Wagner JF (1995) Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation* 73: 177-182. doi:10.1016/0006-3207(94)00102-V.

Forman RTT, Alexander LE (1998) Road and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207-231. doi:10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207

Forman RTT, Sperling D, Bissonette JA, Clevenger AP, Cutshall CD, Dale VH, Fahrig L, France R, Goldman CR, Heanue K, Jones JA, Swanson FJ, Turrentine T, Winter TC (2003) *Road Ecology. Science and Solutions*. Island Press, Washington-Covelo-London.

Galante E, Verdú R (2000) Los Artrópodos de la "Directiva Hábitat" en España. Ed. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. 247 pp.

Geneletti D (2006) Some common shortcomings in the treatment of impacts of linear infrastructures on natural hábitat. *Environmental Impact Assessment Review* 26:257-267.

Gloyne CC, Clevenger AP (2001) Cougar *Puma concolor* use of wildlife crossing structures on the Trans-Canada highway in Banff National Park, Alberta. *Wildlife Biology* 7: 117-124.

González S, Desdentado L, Díaz M, Espluga AP, Sobrini IM, Casermeiro MA (2009) Una panorámica de la situación del procedimiento de evaluación ambiental en España. V Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental: 69-75.

Granados M, Segura D, De la Viña JL (2007) La Evaluación Ambiental de Planes y Programas en Andalucía. Evaluación de Impacto Ambiental en España: Nuevas Perspectivas. Libro de Actas del IV Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental (IV CONEIA). Madrid: 357-365.

Gullan PJ, Cranston PS (2005) *The Insects: An Outline of Entomology*. 3rd edition: 505 pp. Chapman & Hall, Oxford.

Hels T, Buchwald E (2001) The effect of road kills on amphibian populations. *Biol Conserv* 99: 331-340.

Hernández- Manrique OL, Numa C, Verdú JR, Galante E, Lobo JM (2012) Current protected sites do not allow the representation of endangered invertebrates: the Spanish case. *Insect Conservation and Diversity* 5: 414-421.

Irurita JM (Director) (2006) Evaluación del estado de conservación de los invertebrados de Andalucía e identificación de sus hábitats importantes. Ed. Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente. Dirección General de Gestión del Medio Natural.

Knutson R (1987) *A field guide to common animals of roads, streets, and highways*. Ten Speed Press, Berkeley, USA.

Koivula MJ, Vermeulen HJW (2005) Highways and forest fragmentation –effects on carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). *Landscape Ecology* 20: 911-926. doi:10.1007/s10980-005-7301-x

McGregor RL, Bender DJ, Fahrig L (2008) Do small mammals avoid roads because of the traffic? *J Appl Ecol* 45: 117-123.

McKenna D, McKenna K, Malcom SB, Berenbaum MR (2001) Mortality of lepidoptera along roadways in Central Illinois. *J Lepid Soc* 55(2): 63-68.

McClure HE (1951) An analysis of animal victims on Nebraska's highways. *J Wildl Manage* 15: 410-420.

Ministry of Transport and Communications 2006. Liikenteen ympäristökuormitus. <http://www.mintc.fi/scripts/cgiip.exe/WService=lvcm/cm/pub/showdoc.p?docid=2358andmenuid=378>

MMA -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 hábitats causadas por infraestructuras de transporte, número 1.O.A. Parques Nacionales.Ministerio de Medio Ambiente.108 pp. Madrid. Publishing in web: <http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/conectividad-ecologica-en-el-territorio/fragmentacion/default.aspx>. Accessed 05 may 2012

MMARM -Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino- (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 hábitats causada por infraestructuras de transportes, número 2. O.A. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.138 pp. Madrid. Publishing in web: <http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/conectividad-ecologica-en-el-territorio/fragmentacion/default.aspx>. Accessed 05 may 2012

MMARM -Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino- (2010a) Prescripciones técnicas para la reducción de la fragmentación de hábitats en las fases de planificación y trazado. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transportes, número 3.O.A. Parques Nacionales.Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.145 pp. Madrid. En internet: <http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/conectividad-ecologica-en-el-territorio/fragmentacion/default.aspx>. Accessed 05 may 2012

MMARM -Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino- (2010b). Indicadores de fragmentación de hábitats causada por infraestructuras lineales de transporte.Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transportes, número 4.O.A. Parques Nacionales.Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.133 pp. Madrid. Publishing in web: <http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/conectividad-ecologica-en-el-territorio/fragmentacion/default.aspx>. Accessed 05 may 2012

Munguira ML, Thomas JA (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

Neumann W, Ericsson G, Dettki H, Bunnefeld N, Keuler NS, Helmers DP, Radeloff WC (2012) Difference in spatiotemporal patterns of wildlife road-crossings and wildlife-vehicle collisions. *Biological Conservation* 145: 70-78.

Outen RA (2002) The effects of road lighting. In: Sherwood, B., D. Cutler and J. Burton (eds.); *Wildlife and Roads: The ecological impact*, Imperial College Press, London, pp.133-155.

Ramos MA, Lobo JM, Esteban M (2001) Ten years inventorying the Iberian fauna: results and perspectives. *Biodiversity and Conservation* 10: 19-28.

Rao RSP, Girish MKS (2007) Road kills: assessing insect casualties using flagship taxon. *Curr Sci* 92: 830–837.

Rajvanshi A., Mathur VB, Teleki GC, Mukherjee (2001) *Roads, Sensitive Habitats and Wildlife: Environmental Guideline for India and South Asia*. Wildlife Institute of India, Dehradun and Canadian Environmental Collaborative Ltd., Toronto: 231pp.

Reed DH (2004) Extinction risk in fragmented habitats. *Animal Conservation* 7:11-191.

Rondinini C, Doncaster CP (2002) Roads as barriers to movement for hedgehogs. *Funct Ecol* 16: 504-509.

Rosell C, Alvarez G (2006) El desarrollo de la Acción COST 341 en España. Fragmentación de hábitats causada por vías de transporte. *Ambienta: La revista del Ministerio de Medio Ambiente* 52: 36-40.

Serrano J (2003) *Catálogo de los Carabidae (Coleoptera) de la Península Ibérica*. Monografías de la Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza, 130 pp.

Shepard DB, Kuhns AR, Dreslik MJ, Phillips CA (2008) Roads as barriers to animal movement in fragmented landscapes. *Animal Conservation* 11: 288-296. doi:10.1111/j.1469-1795.2008.00183.x

Spellerberg IF (2002) Ecological effects of roads. *Land Reconstruction and Management* 2: 1–251.

Spencer HJ, Port GR (1988) Effects of roadside conditions on plants and insects. II. Soil conditions. *J Appl Ecol* 25: 709-715.

Spencer HJ, Scott NE, Port GR, Davison AW (1988) Effects of roadside conditions on plants and insects. I. Atmospheric conditions. *J Appl Ecol* 25: 699-707.

Taylor, R.J., Bryant, S.L., 1997. Compilation of a list of threatened invertebrates: the Tasmanian experience. *Mem. Mus. Vic.* 56 (2), 605–609.

Underhill JE, Angold PG (2000) Effects of roads on wildlife in an intensively modified landscape. *Environmental Review* 8: 21-39. doi:10.1139/er-8-1-21

Valladares F, Balaguer L, Mola I, Escudero A, Alfaya V (2011) Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para soluciones técnicas. Fundación Biodiversidad, Madrid, España.

Van Langevelde F, Van Dooremalen C, Jaarsma CF (2009) Traffic mortality and the role of minors roads. *Journal of Environmental Management* 90: 660-667.

Waller JS, Servheen C (2005) Effects of transportation infrastructure on grizzly bears in northwestern Montana. *J Wild Mgmt* 69: 985-1000.

CAPÍTULO 1

Effects of roads on insects: a review

Pilar Tamayo Muñoz, Felipe Pascual Torres, Adela González Megías

Depto. Biología Animal. Facultad de Ciencias. Universidad de Granada. Spain.

Biodiversity and Conservation.

SUMMARY

In the last few decades, mounting evidence points to a negative impact of roads on several groups of animals. Most studies on the effects of roads on animal populations concentrate on vertebrates, and only a few on insects. It is difficult to determine the real effects of roads on insects due to the variety of methods used. We review recent literature examining the ecological impact of roads on insects. The objectives of our synthesis are to gain insight into the effects of the construction and operation of a road on insect groups, and to determine the gaps of knowledge. We found that roads negatively affect the abundance and diversity of insects due to two main factors: 1) the high mortality of some groups when crossing the road, with more impact at higher traffic volumes. 2) The unwillingness of many species to cross a road or live close to it. Roads are major barriers for small or flightless species, although the response varied for flying species. Finally, both experimental and observational evidence support the idea that air pollutants and de-icing salt used for the road maintenance negatively affect insects.

KEY WORDS: Road mortality, insects, traffic volume, habitat fragmentation.

INTRODUCTION

Transport infrastructures such as roads and railways contribute to the development of many regions and thus improve the quality of the human life (Koivula et al. 2005; Arroyave et al. 2006). However, road construction involves the fragmentation and alteration of natural habitats (Findlay and Houlihan 1997; Van Bohemen 1998, Georgii et al. 2011). Indeed, although roads cover small proportions of the landscape, the ecological impact is extensive. For example, roads cover less than 1% of the land in the USA, yet they are estimated to affect 20% of the landscape (Forman et al. 2003).

In the last few decades, mounting evidence points to a negative impact of roads on several groups of animals (Forman and Alexander 1998; Spellerberg 1998; Trombulak and Frissell 2000; Forman et al. 2003). The impacts of roads on wildlife include a variety of causes such as the barrier effects against dispersal (Keller and Largiader 2003; Roedenbeck et al. 2007; Jones and Bond 2010; Jackson and Fahrig 2011) and direct mortality due to collision with vehicles (Lode 2000; Carpio et al. 2009; Kambourova-Invanova et al. 2012). The negative effects depend on the speed of the vehicles, traffic volume, road width, time of day/year and habitat diversity along the road (Reijnen et al. 1997; Trombulak and Frissell 2000; Forman et al. 2003; Litvaitis and Tash 2008).

Most studies investigating the effect of roads on animals have concentrated on vertebrates (Caletrio et al. 1996; Clevenger et al. 2003), mainly mammals and birds (Benítez-López et al. 2010; McGregor et al. 2008; Gryz and Krause 2008), and to a lesser extent on amphibians and reptiles (Carr and Fahrig 2001; Andrews et al. 2005; MacKinnon et al. 2005; Bouchard et al. 2009). However, the ecological consequences of roads on invertebrates remain relatively unknown (Riffell 1999; Valladares et al.

2011). Therefore, more studies addressing the effect of roads on insects are needed (Andrews 1990; Seibert and Conover 1991; McKenna et al. 2001; Soluk et al. 2011). To date, studies on the impact of roads on insects have focused on a few iconic insect orders such as Odonata (Riffell 1999; Soluk et al. 2011), Lepidoptera (Munguira and Thomas 1992; McKenna et al. 2001), and Coleoptera (Koivula and Vermeulen 2005; Carpio et al. 2009; Melis et al. 2010). In some cases, the effect of roads on insects has been negative, i.e. beetles and bumblebees, where the roads pose barriers to movement (Keller and Lardiader 2003; Bhattacharya et al. 2003). In other cases, the mortality rate due to roads was non-significant for butterflies and moths (Munguira and Thomas 1992), or beetles (Koivula and Vermeulen 2005; Carpio et al. 2009). Finally, the effect can even be positive for some species, such as some ant species, which find new sources of food in habitats near roads (Itzhak 2008).

It is difficult to determine the overall effects of road on insects due to the variety of methods used. However, there are two main reasons to study the impact of roads on insects: 1) Insects are the most diverse group of organisms in the world, with more than 80 % of the species in earth, and 2) Insects are vital for the functioning of most terrestrial ecosystems. A loss in insect diversity can collapse the population of many vertebrate species that prey on them, and can even alter nutrient recycling in many ecosystems. Road construction is increasing in almost every country, and many old roads are being enlarged with new lanes (Forman et al. 2003). However, the effect of roads on wildlife is a relatively recent issue for road planners, builders, and managers to take into account at the planning stage (Glista et al. 2009). At the moment, and despite the accumulate evidence of the negative effects of roads on wildlife, road-planning decisions in most countries has been minimally influenced by this evidence (Roedenbeck et al. 2007).

Here, we review current literature examining the ecological impact of roads on insects. The objective of our synthesis is to gain insight into the effects of the construction and operation of a road on insect groups, and to determine the gaps of knowledge. Specifically, we identify the different approaches and response variables used to address this topic. Then, we summarise the main roads effects on insects highlighting the most relevant information. Finally, we outline some guidelines for the future to ensure a better understanding of this topic.

LITERATURE SEARCH CRITERIA

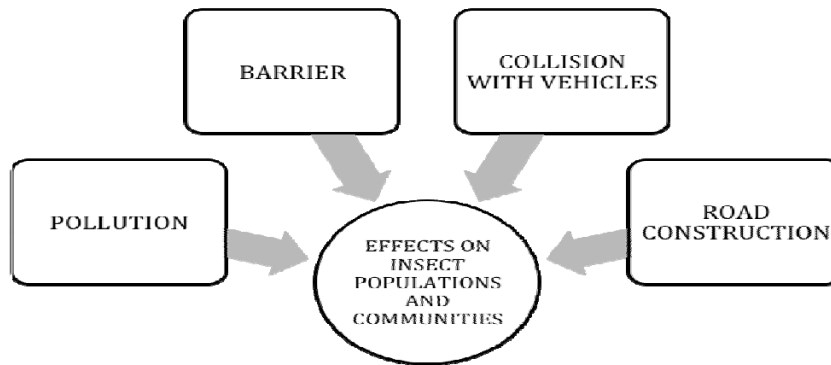
We conducted several complementary searches to ensure that our data set was as inclusive as possible. First, we conducted an electronic search for the following keywords: “road”, “insect”, “highway”, “motorway”, the main insect orders (“beetle”, butterfly” etc.), using all possible combinations (both English and Latin names). Most references were found using “Scopus” and “Google Scholar”. We excluded articles that did not focus on the effect of roads on insects but rather on restoration or mitigation actions after road construction (i.e. plant diversity in road verges).

We also checked the literature cited to find additional references. We excluded papers that were not written in Spanish, French or English, as well as papers published in non-refereed journals. We found 50 studies published between 1969 and 2013, with 62% of them published in 2001-2013.

EFFECTS OF ROADS ON INSECTS

Authors used a variety of approaches and focused on several non-exclusive factors to study the effect of roads on insects (Fig. 1).

Figure 1. Overview of the major potential road impacts on insects.



In this review, we focus on the four main topics found in the literature: First, the most imminent effects originate from the construction of the road itself (Fig. 1). Surprisingly less than 4% of the studies on roads focused on this topic. Second, a higher number of papers focused on insect mortality due to collision with vehicles (39 % of the papers; Table 1).

Table 1. Main articles showing the effect of roads on insects based on collision with vehicles.

References	Group	Methodology	Results
<i>Collision with vehicles</i>			
Yamada et al. (2010)b	Insects	Road-killed insects collected 12 times on two transects of 1.2 Km on two asphalt roads of similar characteristics from June to September.	Along both roads, 5004.3 dead insects/km were collected. Mean number of dead insects/km/transect was 33.3 individuals. Coleoptera, Diptera and Lepidoptera were the most common. Specifically, 444.1 dead dragonflies and 955.9 dead butterflies were collected per kilometre in both roads.
Seibert & Conover (1991)	Insects	Road-killed insects collected 50 times from two transects of 1.6 km from June to August on a highway.	In total, 1064 insects belonging to 11 orders were collected. Hymenoptera, Diptera and Lepidoptera were the most common.
Skórka et al. (2013)	Lepidoptera	60 transects of 200 m (two parallel lines, one on each side of the paved road). 12 surveys of each transect from April to September.	In total, 561 roadkilled butterflies of 34 species were collected. The number of roadkilled species per transect was 5.8 ± 0.4 and the number of roadkilled individuals per transect was 9.4 ± 0.7 .
De la Puente et al. (2008)	Lepidoptera	Road-killed insects collected from 4 transects of 420 m during springs of 2004 to 2006. Model calculated total mortality.	During transects, 293 dead butterflies of 22 species were collected. This represents a total of 0.08 road-killed butterflies per m of road. The model estimated mortality between 6,294 and 1,433,000 individuals in the whole section of road during the surveys.
Munguira & Thomas (1992)	Lepidoptera	Road-killed insects collected from 4 transects of 100 m on a paved road over 44 days in June to August.	A total of 144 adults of butterfly and burnet were found killed beside the road. Between 0.6 and 6.8 % of the sedentary butterfly species were road killed.
Rao & Girish (2007)	Lepidoptera, Odonata	Road-killed insects collected from 27 sampling days of 3 paved roads. The sections of the roads were surveyed during 3 Sundays and 6 weekdays.	The most abundant insect carcasses were Odonata (61.4%) and Lepidoptera (34.6%). Road kill density was 1.6-8.01 kills/day/km for insects in general, and 0.45-3.11 for Lepidoptera. A total of 491 road-killed butterfly individuals of 59 species were found.
Riffell (1999)	Odonata	Road-killed insects collected 26 times from a transect of 500 m on a highway (both sides of the road) from June to August.	A total of 1140 corpses were found of 26 species of dragonflies. Mean mortality of all Odonata was 87.7 /km/day.

Soluk et al. (2011)	Odonata	Road-killed dragonflies collected from 36 roadside surveys along segments of four roadways of different traffic volume between July and August. Traffic volume varied between 0.4 and 1042 vehicles/h.	A total of 9 species of dragonflies were monitored. Estimated mean number killed ranged from 2 to 35 dragonflies/km/day.
Gravel vs. tar road and asphalt colour			
Kriska et al. (1998)	Ephemeroptera	Mayflies attracted using rectangular test surfaces of different types of asphalt road.	The darker and smoother the asphalt, the greater its attractiveness to water-seeking polarotactic mayflies.
Hayward et al. (2010)	Coleoptera (Scarabaeidae)	Road-killed individuals of a dung beetles species counted in two transects sampled 9 times over five days inside Addo Elephant National Park. One transect was along a tar road and another along a gravel road.	A total of 634 individuals of <i>Circullum bachus</i> found dead during the study period (70 ± 19 individuals/transect). No differences between tar and gravel roads in the number of dead beetles.
Traffic volume and road size			
Seshadri & Ganesh (2011)	Insects	Road-killed insects sampled and removed from between 5 and 10 transects of four roads. Sampling was performed three times during a religious festival (ca. 70 vehicles/h) and 3 times prior to the festival (ca. 5 vehicles/hour) inside Kalakad Mundanthurai Tiger Reserve.	A total of 1413 individuals belonging to 56 species were killed (56% were invertebrate species). Invertebrate mortality increased linearly with traffic volume. No data offered only for insects.
McKenna et al. (2001)	Lepidoptera	Road-killed insects sampled along 13 roadside transects weekly during six weeks. Traffic rates ranged from 0 to 1083 vehicles/hour. Transects varied in length.	A total of 1824 butterfly and moth individuals were killed. Higher mortality rates when traffic volume was between 562 and 821 vehicles/h.
Rao & Girish (2007)	Lepidoptera	Road-killed insects collected from 27 sampling days in 3 roads that varied in traffic volume (from approx. 47 to 122 vehicles/h). The sections of the roads were surveyed during 3 Sundays and 6 weekdays at each road. Traffic volume on Sundays increased between 127.0–166.4%.	Insects road kills on Sundays increased between 167.8–182.2% and 177.6–223.9% for butterflies. Insect and Lepidoptera road kill densities vary in among sites (between 1.6–8.01 kills/day/km for insects and 0.45–3.11 kills/day/km for butterflies) due to traffic volume.
Skórka et al. (2013)	Lepidoptera	60 transects of 200 m (two parallel lines, one on each side of the road). 12 surveys of each transect from April to September. Transects varied in	The number of road killed species was explained by traffic volume (among other factors) and the abundance of road killed butterflies was explained by road

		traffic volume (range: 23.2 – 401.5 vehicles/h) and width of the road (5.6-7.2 m).	width and traffic volume (among other factors).
Soluk et al. (2011)	Odonata	Road-killed dragonflies collected from 36 roadside surveys along segments of four roadways between July and August. Traffic volume varied between 0.4 and 1042 vehicles/h. Segments varied in length.	Mortality rate per Km and day significantly varies among roads from 0.66 to 10.96 kills/km/day. Dragonfly mortality rate was positively correlated with traffic volume.
<i>Insect characteristics</i>			
De la Puente et al. (2008)	Lepidoptera	Road-killed insects collected from 4 transects of 420 m during spring of 2004 to 2006. A model calculated total mortality.	Mobility: Sedentary species were less road killed than more mobile species, which moved more often and travelled longer distances
Skórka et al. (2013)	Lepidoptera	60 transects of 200 m (two parallel lines, one on each side of the road). 12 surveys of each transect from April to September. Transects varied in traffic volume (range: 23.2 – 401.5 vehicles/h) and width of the road (5.6-7.2 m).	Body size: Small butterflies were over-represented in the road kills. Mobility: No effect of butterfly mobility on butterfly mortality
McKenna et al. (2001)	Lepidoptera	Road-killed insects sampled along 13 roadside transects weekly during six weeks. Traffic rates ranged from 0 to 1083 vehicles/hour. Transects varied in length.	Sex: Mortality rates higher for males than females of monarch butterflies. Behaviour: The differences found in the mortality of two monarch butterflies species explained by one being repelled from plants near roads due to the chasing of the other species.
Rao & Girish (2007)	Lepidoptera	Road-killed insects collected from 27 sampling days in 3 roads that varied in traffic volume (from approx. 47 to 122 vehicles/h). The sections of the roads were surveyed during 3 Sundays and 6 weekdays at each road. Traffic volume on Sundays increased between 127.0–166.4%.	Behaviour: Greater mortality for species flying below 2 m height. Sex: Males were more abundant traffic casualties than were females.
Riffell (1999)	Odonata	Road-killed insects collected 26 times from a transect of 500 m in a highway (both sides of the road) from June to August.	Sex: Mortality rates higher for females than males of <i>Somatochlora</i> .
Soluk et al. (2011)	Odonata	Road-killed dragonflies collected from 36 roadside surveys along segments of four roadways of different traffic	Behaviour: Greater mortality for species flying below 2 m height, but not a general pattern. Species were much less likely to cross the

		volume between July and August. Traffic volume varied between 0.4 and 1042 vehicles/h. Transects varied in length.	road with higher traffic intensity than expected when compared to the other roads.
--	--	--	--

In this case, the mortality rate would depend on traffic volume, road size, etc. Third, nearly 26% of the papers focused on the effect of roads as barriers to dispersal by examining success of individuals attempting to cross the road, population density in the road’s vicinity, or local species diversity (Table 2).

Table 2. Main articles showing the effect of roads on insects based on the barrier effect.

Reference(s)	Species group	Methodology	Effect of road on insect:
<i>Diversity and abundance</i>			
Haskell (2000)	Insects	One transect perpendicular to the roadside at 36 unpaved roads from June to July in one year. Sampling: Soil cores taken along the 100 m transect.	Edge effect: Negative effect on abundance and diversity of macro-invertebrate soil fauna.
Przybylski (1979)	Insects	Four plots at three different habitats (meadows, apple orchards and cheat crops) were selected along a road in one year. Traffic in the road around 5000 vehicles/day. Sampling: 25 vegetative sweeps four times at each plot along at two distances from the road (0-49 m and 50-100 m).	Edge effect: Negative effect on species diversity.
Luce & Crowe (2001)	Coleoptera, Diptera, Hymenoptera	10 transects perpendicular to a gravel road. 20 surveys from June to August in one year. Sampling: Pitfall traps and vegetative sweeps from 0 to 15 m from the roadside.	Edge effect: No effect of distance on species diversity.
Carpio et al. (2009)	Coleoptera (Scarabaeidae)	9 transects perpendicular to a paved road. Continuous survey during September to February. Sampling: Pitfall traps located from 0 to 100 m distances	Edge effect: species diversity and abundance tended to decrease during the 6 months after the opening of the road. The number of rare species tended to increase

		from the roadside.	towards the forest interior.
Knapp et al. (2013)	Coleoptera (Carabidae, Staphylinidae)	5 transects perpendicular to road in 5 highway sections. 5 surveys during May to September. Sampling: Pitfall traps located from 0 to 100 m distances from the roadside. Transects in open and forest habitats.	Edge effect: Negative effect on forest specialist diversity. Positive effect on habitat generalists and open habitat specialists.
Koivula (2005)	Coleoptera (Carabidae)	2 transects of 350 m parallel to the roadside at 25 and another two 50 m from the road side in 4 unpaved roads. Continuous survey from June to September in one year. Sampling: Pitfall traps located at 25 to 50 m distances from the roadside.	Edge effect: Only open-habitat specialists caught in traps closer to the road. Negative effect on forest specialists.
Dunn & Dannoff-Burg (2007)	Coleoptera	5 transects perpendicular to the roadside of 5 roads. Three road types: one-lane unpaved, two-lane paved, four-lane highway. One sampling in July in one year. Sampling: Pitfall traps located from 0 to 120 m distances from the roadside.	Edge effect: No effect of distance from road on beetle diversity and composition across road types. Road type: Lower diversity and abundance of beetles near highways and two-lane roads.
Melis et al. (2010)	Coleoptera (Carabidae)	25 transects perpendicular to the roadside of 3 paved roads. Three road types: 1,540 vehicles/day, 400 vehicles/day and < 200 vehicles/day. 6 surveys from June to July in a year. Sampling: Pitfall traps located from 0 to 120 m distances from the roadside.	Traffic volume + edge effect: Negative effect of traffic on beetle abundance but no effect in low-traffic areas. Higher diversity near the roads.
Bohac et al. (2004)	Coleoptera (Carabidae, Staphylinidae)	10 transects near roadside of 4 roads. Two road types: 2 highways and 2 two-lane paved roads. One survey from May to November for two years. Sampling: Pitfall traps located near the roadside.	Traffic volume: Higher diversity of beetles close to a small road than to a highway.
Koivula & Vermeulen (2005)	Coleoptera (Carabidae)	14 intersections of highways from May to September during one year. Surveys at two forest fragments: small (0.2-1.8 ha)	Fragments: Large patches hosted higher catches of carabids than small ones. Species richness was slightly higher in the large,

		and big fragments (0.5-37.4 ha). Sampling: Pitfall traps located near the roadside.	compared to the small fragments. The most abundant species were relatively evenly distributed among the patches.
Genetic analysis			
Keller & Largiadér (2003)	Coleoptera (<i>Carabus violaceus</i>)	Individuals collected from fragments. Fragments (from 1 to 400 ha) caused by a highway and two two-lane roads. Genetic population structure with 6 microsatellite loci.	Less allelic richness in small forest fragment isolated by a highway than in other areas.
Keller et al. (2004)	Coleoptera (<i>Abax parallelepipedus</i>)	Individuals collected from fragments. Fragments (from 1 to 400 ha) originated by a highway and two two-lane roads. Genetic population structure with 5 microsatellite loci.	Less allelic richness in small forest fragment isolated by a highway than in other areas.
Keller et al. (2005)	Coleoptera (<i>Carabus violaceus</i>)	Individuals collected from two fragments (80 and 25 ha) located at both sides of a highway. Genetic population structure with 5 microsatellite loci.	Population decline stronger in small fragment. Roads divided a continuous population into several isolated subpopulations.
Holzhauer et al. (2006)	Orthoptera (<i>Metrioptera roeseli</i>)	Individuals collected from 14 grasslands surrounded by roads of different sizes. Genetic population structure with RAPD.	Crossing roads and land use other than grassland along the transect between sampling locations tended to decrease genetic similarity, whereas grassland and parallel roads tended to increase genetic similarity between bush-crickets.
Insect movement			
Koivula & Vermeulen (2005)	Coleoptera (Carabidae)	Mark-recapture (to estimate individual movements). From May to February during two years. Road: two-lane highway.	10 carabid species marked. Only one species crossed the road.
Mader (1984)	Coleoptera (Carabidae)	Mark-recapture (to estimate individual movements). From April to October during five years at two highways and two paved roads.	Both stenotopic woodland carabids and eurytopic forest-dwelling species never or only rarely crossed any of the roads.
Mader et al. (1990)	Coleoptera (Carabidae)	Mark-recapture (to estimate individual movements). From April to May during a year at one paved, one gravel and one unpaved road.	The carabids preferred to move parallel to the road instead of crossing the paved and gravel roads.
Noordijk et al. (2006)	Coleoptera (Carabidae)	Mark-recapture (to estimate individual movements). From March to June during a year by a two-lane paved road.	1,301 individuals belonging to two species of carabid were marked. None of the individuals of one species crossed the road, and only 6% of the other crossed. Of this second species, the proportion crossing was fewer than expected for

			random movements.
Yamada et al. (2010)a	Coleoptera (Carabidae)	Mark-recapture (to estimate individual movements). From June to October during a year at four roads inside Nopporo National Park: one paved, two gravel and one unpaved roads.	None of the species showed a tendency to cross the roads except a few individuals of <i>Carabus granulatus yezoensis</i> , but they only crossed the abandoned grassy unpaved road.
Bohac et al. (2004)	Coleoptera (Carabidae, Staphylinidae)	Mark-recapture (to estimate individual movements). From March to June during a year at a two-lane paved road.	Only a few individuals of carabid and staphylinid beetles crossed the road.
Bhattacharya et al. (2003)	Hymenoptera	Mark-recapture (to estimate individual movements). From July to August during a year at a six-lane paved road. Two displacement experiments, releasing individuals in other places, were also performed.	Bumblebees were never observed crossing the road unless they were displaced, or forced to seek additional forage sites.
Askling & Bergman (2003)	Lepidoptera	Mark-recapture (to estimate individual movements). Four-lane highway. From June to August during a year at a four-lane paved road, and a roundabout.	8,415 individuals of 55 species marked. Some species crossed the road relatively often and other species seldom crossed the road despite their abundance.
Munguira & Thomas (1992)	Lepidoptera	Mark-recapture (to estimate individual movements). From June to August during a year at a paved road, and a roundabout.	Most butterfly and moth species crossed roads without difficulty.

Finally, more than 32% of the studies focused on the effect of pollutants associated with the use and maintenance of the road (Table 3). In this review, we compiled detailed descriptions of the main results found for these main topics.

Table 3. Main articles showing the effect of roads on insects based on pollutants

References	Species group	Methodology	Results
<i>Gases and salt effects</i>			
Williamson & Evans (1972)	Coleoptera, Opilionida, Isopoda, Araneae, Diplopoda	Pitfall traps in rows parallel to the edge of the road (from 0 to 300 m) and left in position for 7 days in June Measure lead levels in soil, plants and animals at two study sites.	Levels of lead below 50 p.p.m. of dry weight in most groups. Declining levels of lead in soil, plants, and arthropods with increasing distance from the road but only in one of the study sites.
Maurer (1974)	Coleoptera (Carabidae)	Lead content estimated in three beetle species collected by hand near a busy road and a very small	Two of the three species showed higher concentrations of lead content in individuals collected near the

		road.	busy road.
Goldsmith & Scanlon (1977)	Orthoptera	Grasshoppers were sampled by netting in two areas from September to October in one year. Areas differing in traffic volume of the nearby road (from 1,048 to 21,040 vehicles/day). Lead concentration in grasshoppers was calculated.	Grasshoppers showed no differences in lead content in different areas.
Beyer & Moore (1980)	Lepidoptera	Caterpillar and leaves collected by hand from cherry trees at two different distances from a paved road in May, one year. Lead concentration in caterpillars was calculated. Road traffic of 40,000 vehicles/day	Lead residues in caterpillars were negatively correlated with the distance from the road.
Udevitz et al. (1980)	Insects	Insects collected by sweep net at two places, near a road (7,422 vehicles/day) and 2 km from this road. Lead concentration in insects was calculated.	The concentration of lead was higher in insects near an interstate road than in remote areas.
Wade et al. (1980)	Coleoptera (Carabidae) Homoptera	Insects collected by pitfall traps from July to October, one year. Traps located in six transects parallel to the road (from 0 to 150 m) on six major roads and 10 control sites with pitfall traps.	The highest levels of lead and zinc in soil, vegetation, and invertebrates were found in samples nearest the road except for zinc levels in invertebrates. Lead in insects and other invertebrates decreased 64 % from 2 m to 150 m from the road.
Robel et al. (1981)	Coleoptera (Scarabaeidae)	Pitfall traps to collect dung beetles in two sites from June to July, one year. One site near a road (7,422 vehicles/h) and a control site 5 km from any major road. Lead concentration measured in soil, dung and dung beetles.	Lead concentration near the road was higher in vegetation but not in dung or dung beetles.
Giles et al. (1973)	Coleoptera, Odonata, Dyctioptera	Insects were collected by sweeping at two places. One site near the road (13,000 vehicles/day), and one site 300 from a rural road. Lead concentration in insects was calculated.	Lower levels of lead in arthropods at a higher distance from the road. Higher lead concentrations in predatory insects.
Price et al. (1974)	Hymenoptera, Coleoptera, Orthoptera, Hemiptera	Insects were collected by sweeping at two places in 6 sites from May to September. Four places near a road (12,900 vehicles/day), and two places in a meadow. Lead concentration in insects was calculated.	Lead content was higher in areas closer to roads. In high emission areas there is an increase of lead concentration through the food web (from suckers, chewers, and predators, respectively). In low-emission areas no differences were found between trophic levels.
Port & Thompson	Lepidoptera	Samples of plants and Lepidoptera larvae from hedges of roads in June, one year. Nitrogen, Sodium and	More insects in the hedges where the N content on plants was higher. The increased N content of the plants

(1980)		Lead concentration in plants was calculated	probably increased the insect populations.
Spencer et al. (1988)	Homoptera	Experiment with different quantities of N and salt solution as a test of plant quality as food for aphids. Counts of the number of aphids on plants.	Significant correlations of aphid numbers with total N and soluble N concentrations but there was no effect of proximity to the road on aphid numbers.
Braun & Flückiger (1985)	Homoptera	Experiment exposing plants to ambient and filtered air. Aphid numbers were counted.	Aphid abundance more than four-fold higher when exposed to ambient air.
Muskett & Jones (1980)	Insects	Insects collected by pitfall traps located at different distances from a road (40,000 vehicles/day). Quantification of metal-in air, soil and plants levels at different distance from roadside.	Various metals: Lead, cadmium and nickel in air declined with distance to the road. Same pattern observed for lead and cadmium in soil. Complex seasonal changes in metal concentration in grass. No effect of pollution on insect species diversity.
Martel (1995)	Diptera	Experiment exposing plants to road pollutants and de-icing salt gradient (selecting places near and far away from a road). Effects measured on the performance of a gall-forming insect.	Gall-forming larvae had a greater biomass when they were grown on plants exposed to road air pollutants, although these effects were tempered by a simultaneous exposure to de-icing salt.
Spencer and Port (1988)	Homoptera	Experiments to determine plant growth and aphid development in pots with soils from different distances from the roadside.	Higher concentration of de-icing salt in soil near the road. Better performance of plants and aphids in pots with soil from near the roadside.
Braun & Flückiger (1984)	Homoptera	Experiment exposing plants to de-icing salt treatment to determine aphid abundance on plants.	Aphid abundance increased with de-icing salt concentrations.
Petranka & Doyle (2010)	Diptera	Experiments in outdoor mesocosm (pools) manipulating experimental salinity (imitating de-icing salt effect) to measure the effect on invertebrates and zooplankton.	Aquatic habitats are biologically compromised by de-icing agents, favouring salt-tolerant insect such as mosquitoes.

1) Road construction

The most immediate effect of a road on insects occurs during construction. The removal of the original habitats is lethal for many insect populations. The effect would be expected to be more severe for flightless species or species associated with water and soil, with no capacity to move from their habitats. For example, the deposit of sediments

in nearby aquatic areas during road construction led to the death of many aquatic insects, favouring species more resistant to disturbed habitats such as chironomid flies (Hess 1969). Moreover, during road construction, soil removal kills many soil organisms, and destroys ant nests (Heller and Rohe, 2000). Despite the potential high impact of road construction on many insect species, there is a lack of studies on this specific topic.

2) Collision with vehicles

Invertebrates in general, but especially insects, are often struck or run over when they try to cross the road (Seibert and Conover 1991). Therefore, traffic may be destructive to insect populations by collision with vehicles (Fig. 1). Additionally, this effect can be worsened by the effects on insects from the light, noise, and vibrations produced by the cars (Melis et al. 2010). For example, vehicle lights attract many flying insects, inducing lethal impact (Seshadri and Ganesh 2011). These negative effects increase because dead insects attract predators, which also may die by colliding with vehicles (Seshadri and Ganesh 2011).

We found eight articles that specifically quantified the mortality of some insect groups due to car collision (Table 1). Comparison of the results of different studies proved to be difficult despite the similar methods used (transects along the road) due to the variability in the extent of the study, the number and types of road assessed, and the particularities associated to the transects. For example, some authors estimated insect mortality per day by removing dead insects from transects (Soluk et al. 2001) whereas others calculated road kills per day without removing the dead insects (Riffell 1999) or partially removing them (Rao and Girish 2007). This incongruence in methods could

explain the twofold difference across studies in dragonfly mortality per day and km due to collision with vehicles (Table 1). Other studies provided only the total number of insect casualties found, with no specification of the number of individuals per transect and km (Seibert and Conover 1991, Rao and Girish 2007).

Most studies focused on conspicuous and relatively large insects such as butterflies and dragonflies (Table 1), concluding that the number of insects killed by vehicles probably affects population dynamics. However, Munguirra and Thomas (1992) indicated that the mortality of some groups such as Lepidoptera due to traffic collision is insignificant compared with that due to natural causes. In general, most authors highlight the need of assessing long-term impact of road kills on insect populations.

Traffic volume and road size

Insect mortality due to collision with vehicles could vary with traffic volume, which is usually correlated with road size (Fig. 1, Table 1). Only five articles dealt specifically with this topic (Table 1). There are two different approaches: studies comparing roads with contrasting traffic volume (three studies), and those comparing the same road at different time periods with different traffic volumes (two studies; Table 1). In general, there is a strong positive correlation between traffic volume and insect mortality (Rao and Girish 2007; McKenna et al. 2001; Seshadri and Ganesh 2011; Soluk et al. 2011; Skórka et al. 2013). Surprisingly, McKenna et al. (2001) found higher mortality rates at intermediate traffic volume compared to high and low traffic rates. The authors proposed that on roads with high speed limits, the mortality of Lepidoptera might be reduced by the “catapult” effect (McKenna et al. 2001). Apparently at speeds over 55

mph or more, cars generate gusts of wind that prevent the butterfly from colliding with the vehicle (McKenna et al. 2001).

The traffic rate is not constant on roads, usually increasing during weekends and holidays inside National Parks, and thus insect mortality has been found to peak during these periods (Rao and Girish 2007; Seshadri and Ganesh 2011). Some authors also suggest a weaker effect of the road on nocturnal insects compared with diurnal ones because night-traffic volume is generally lower than during the day (Lövei and Sunderland 1996; Seshadri and Ganesh 2011).

The actual effect of the traffic volume on insects is sometimes difficult to quantify because of the problems of identifying individuals to species (Seibert and Conover 1991). These authors argue that, although they sampled 1000 individuals hit by cars (belonging to 11 different orders), only 249 individuals could be identified to the species level. An additional problem occurs when trying to detect carcasses of small insects, which in many cases are drawn into the wake of passing cars.

Paved vs. unpaved roads

For insects, there is evidence for the influence of the road size and road-surface conditions (paved vs. unpaved) on many groups (Mader et al. 1990; Seibert and Conover 1991; Raemakers et al. 2001; Keller and Largiader 2003; Dunn and Danoff-Burg 2007). Even small paved roads existing in the countryside could be barriers for some species of ground beetles (Mader et al. 1990). However, few papers directly address this question (Krista et al. 1998; Hayward et al. 2010; Table 1). Some evidence suggests that more than the presence or absence of asphalt, the effect depends on the

speed limit (Hayward et al. 2010). Indeed, no effect of the paved vs. unpaved roads was found for dung beetle mortality inside a national park, probably due to the reduced speed limit on the roads inside this area (Hayward et al. 2010).

Pavement can be considered a trap that attracts many insect species. For example, certain fresh-water species are attracted by mirages caused by the polarization of the light on different artificial surfaces (Horváth et al. 1998; Kriska et al. 1998; Kriska et al. 2009), a phenomenon observed in dragonflies (Kennedy 1917; Puschnig 1926; Fraser 1936; Whitehouse 1943; Schwind 1991, 1995). The greater the degree of polarization of the reflected light, the more attractive the surface is to aquatic insects (Schwind 1995). This attraction is particularly evident when the insects are looking for oviposition sites (Fränzel 1985; Horváth et al. 1998). Kriska et al. (1998), found a negative impact of paved roads on Ephemeroptera due to similar polarization characteristics of the light-reflection on paved roads and on mountain streams where mayflies emerge. In addition, mayflies benefit from open areas with high temperatures (asphalt), which prolongs the insect's reproductive activity in May.

This effect is not unique to roads, as these species are also attracted to dark plastic surfaces used in agriculture (Kriska et al. 1998; Kriska et al. 2009), concrete floors, bright car bodies (especially dark) or windshields, solar panels, wet city streets (Kennedy 1938; Neville 1960; Wildermuth 1998; Horváth and Zeil 1996; Horváth et al. 1998; Bernáth et al. 2001; Wildermuth and Horváth 2005; Kriska et al. 2009), and even black gravestones in cemeteries (Horváth et al. 2007).

Insect characteristics

The effects of roads on insects also depend on insect characteristics, such as sex, body length, and behaviour (Fig. 1, Table 1). There are differences between sexes in their ability to cross the roads. For some dragonflies, the females are more susceptible to collision than males (Riffell 1999). This bias occurs because females tend to fly farther away from the wetland areas looking for food (Foster and Soluk 2006). For butterflies, mortality rates are higher for males than females (McKenna et al. 2001; Rao and Girish 2007). In these cases, different hypotheses have been proposed to explain the sex biases in road casualties: 1) males chase other butterflies (McKenna et al. 2001), and 2) males are attracted to the pheromones released by road-killed females (Rao and Girish 2007).

Species also differ in their mobility. Sedentary species characterized by a relatively low mobility are less likely to invade the roadway than mobile species that travel longer distances (De la Puente et al. 2008). Other studies found no effect of mobility on road mortality, but found that small butterflies were overrepresented in the road kills (Skórka et al. 2013). It is also important to consider flight behaviour of the species, mainly flying height (Rao and Girish 2007; Soluk et al. 2011). Road mortality was higher for some species of Lepidoptera (Rao and Girish 2007) and for some species of dragonflies (Soluk et al. 2011; Table 1). Road casualties could sometimes be overlooked when butterfly species have sufficient flying ability to dodge vehicles (e.g. *Tramea lacerate* and *Anthocharis cardamine*; Rao and Girish 2007; Soluk et al. 2011).

Sometimes a more aggressive behaviour explained the differences in road casualties between species (McKenna et al. 2001). The monarch butterfly (*Danaus plexippus*) chased the black swallowtail (*Papilio polyxenes*), which provoked higher road casualties for the most aggressive species (McKenna et al. 2001). In other

occasions, road casualties are related to the sensitivity of the species to the noise and movement of the vehicles (Seiler 2001). Some authors propose that different groups of invertebrates differ in their responses to road surfaces and new microclimate created by roads (Seiler 2001; Dunn and Danoff-Burg 2007; Carpio et al. 2009). Many arthropods such as spiders, carabid beetles, and butterflies are repelled by these new conditions (Mader 1988; Mader et al. 1990; Niemelä 2001; Askling and Bergman 2003; De la Puente et al. 2008; Severns 2008). However, it is difficult to draw general conclusions concerning the intensity of the effect of the road on any particular group because even species of the same group respond in different ways.

3) Barrier effect of roads

One of the main effects of roads involves habitat fragmentation, potentially obstructing the movement of animals. In general, roads divide populations because animals tend to avoid roads or die trying to cross them. In addition, roads may also split populations by habitat degradation related to the edge effects (Mader 1979; Dunn and Danoff-Burg 2007; Carpio et al. 2009). Not all animal groups are affected in the same way or at the same intensity, as some animals are more sensitive to habitat fragmentation (De la Puente et al. 2008; Seiler 2001). Authors exploring the barrier impacts of road have examined (Fig 1): differences in the diversity/abundance, population size and genetic isolation, and quantification of individual movements among fragments.

Effect of fragmentation on diversity and abundance of insects

Some studies found insects affected by roads due to habitat fragmentation (Mader et al. 1990; Keller et al. 2005; Koivula 2005). We found eight studies addressing specifically this question by comparing insect abundance and diversity at increasing distances from the road (Table 2). In 50% of the studies, the diversity and/or abundance of insects increased from the roadsides to the non-altered habitats, implying a negative effect of the roads (Przybylski 1979; Haskell 2000; Carpio et al. 2009; Knapp et al. 2013). In contrast, other authors found no correlation between the distance from the roadside with the abundance or diversity of insects (Muskett and Jones 1980; Luce and Crowe 2001; Dunn and Danoff-Burg 2007). Notably, Koivula (2005) pointed out that although the diversity of carabid beetles was higher closer to the road, the species composition was very different near the road compared to the nearby forest (only one shared species of 22 and 15 species, respectively). The new species present near the roads were all open-habitat species not present in the undisturbed forest habitat. Therefore, although the road construction favoured beetle diversity, the composition of insect species was almost completely different (Koivula 2005). It seems that the altered new open habitat near roads favours open habitat specialists and negatively affects forest ground-dwelling beetles (Knapp et al. 2013).

As many animals die directly from the impact of vehicles, the intensity and sign of the fragmentation effect also depends on the intensity of the traffic and/or the width of the road (Bohac et al. 2004; Melis et al. 2010; Table 2). Indeed, insect diversity was lower for beetles near a highway than by a low-traffic road (Bohac et al. 2004). Major highways are expected to increase the edge effects for most animal species because they are wide and have a high traffic volume (Samways et al. 1997; Forman et al. 2003).

Major roads could pose barriers to insect movement, leading to further isolation of populations within the adjacent habitats (Dunn and Dannoff-Burg 2007). Wider roads also alter the depth of the layer of detritus from plant litter, significantly diminishing insect abundance and richness (Haskell 2000). The numbers of beetles in high-traffic areas increase with distance from the road, whereas in low-traffic areas no significant differences in abundance are usually found at different distances from the road (Melis et al. 2010). On the contrary, beetle richness was higher near the road than further away (Melis et al. 2010), suggesting that a high number of insect species use roads as refuge or as corridors to move to other areas.

Other authors have focused on the effect of different fragments of habitat due to road construction on insect abundance and diversity (Table 2). They found that small patches of habitat associated with roads support less diversity of insects than bigger patches (Koivula and Vermeulen 2005).

Population fragmentation: genetic analysis

Many studies found that roads constitute barriers by limiting the dispersal of insects (Mader 1984; Keller and Largiader 2003; Koivula 2005; Koivula and Vermeulen 2005). This barrier effect can have serious consequences for the population dynamics of these organisms through a loss of genetic variability in the fragments (Mader 1984; Rietze and Reck 1991; Munguira and Thomas 1992; Balkenhol and Waits 2009). We found only four studies directly addressing this topic, most of them on carabid beetles (Table 2). These beetle species are reluctant to cross paved roads (Mader 1984; Keller and Largiader 2003). Moreover, many of these species are large and apterous (Wachmann et al. 1995), although they can crawl long distances (Thiele 1977). Keller and Largiader

(2003) concluded that major roads are barriers to gene flow for *Carabus violaceus*, which leads to a loss of genetic variation in fragmented populations (Keller et al. 2005). A similar result was found for another carabid species (*Abax parallelepipedus*) although in this case the results were not so obvious probably due to the high population density of this species in the fragments (Keller et al. 2004). Similarly, the genetic similarity between the individuals of the bush cricket *Metrioptera roeseli* across the road was lower than among the individuals found along the road on the same side (Holzhauer et al. 2006). Some authors suggested that roads should not be a barrier to genetic exchange between populations for groups with higher movement capability such as butterflies and moths (Munguira and Thomas 1992), but no specific analysis has been made. Although Balkenhol and Waits (2009) showed in their review that molecular approaches can substantially contribute to road ecology research, a great deal of work remains to be done with insects.

Population fragmentation: Insect movement

Apart from direct mortality, the most plausible mechanism behind the barrier effect of roads is that many insects avoid crossing roads. In our review, we found only nine papers addressing this topic by marking individuals of different species (Table 2). In general, a road is considered a major barrier mainly for small or flightless species (Noordijk et al. 2006). Many of these small species tend to move along the edges of the road, forcing them to travel longer distances to find suitable areas or even driving them far away from their habitats (Mader 1984, Mader et al. 1990; Koivula and Vermeulen 2005; Noordijk et al. 2006). All studies confirmed that carabid and staphylinid beetles avoid crossing the roads and only a very small proportion of some of the species were

found on the other side of the road (Mader 1984; Bohac et al. 2004, Yamada et al. 2010; Table 2).

Flying species also varied in their responses to roads. Butterflies varied in their vulnerability to road traffic, although in general most species tried to cross (Table 2; Munguira and Thomas 1992; Askling and Bergman 2003). For butterfly species, vulnerability to roads was more related to the ability of species to colonise new areas, which is also partially related to the ability to fly (Askling and Bergman 2003). In these cases, some species of Pieridae (*Pieris napi* and *Gonepteryx rhamni*) cross the road quite often, while Nymphalidae (*Coenonympha arcania*, *Aphantopus hyperantus*) and Lycaenidae (*Polyommatus semiargus*) rarely cross the road (Askling and Bergman 2003). By contrast, most butterfly and moth species studied by Munguira and Thomas (1992) crossed the roads. Some road characteristics such as the width and traffic volume could limit the movement of butterflies trying to cross roads, but the air currents of the road edges are proposed as one of the main mechanisms repelling the individuals and reducing the connection between populations divided by a road (De la Puente et al. 2008). A curious response was found for bumblebees due to their site-fidelity behaviour (Table 2; Bhattacharya et al. 2003): when moving to a different habitat, these species return to their maternal patches and only when the patches are depleted of resources do individuals move to new habitats. Notably, individuals avoid crossing roads, and rather move to patches located on the same side of the road (Bhattacharya et al. 2003).

Few papers focused on the role of roads as barriers to insects by limiting their movement. This gap is worsened by the taxonomic bias; 67% of the studies focus on a few species of carabid beetles (Table 2), and therefore it is not possible to draw more general conclusions. The evidence suggests that for flightless insects roads are clear

barriers, and the possibility of flying does not guarantee that the species are not affected by the barrier effect of roads.

4) Pollution

Insect vulnerability to roads may also be related to the species' tolerance for pollution associated with roads. Traffic volume could indirectly affect insects through the combustion gases expelled (Przybylski 1979). High concentrations of lead have been detected in vegetation and soil along roadsides (Muskett and Jones 1980; Spencer et al. 1988; Petranka and Doyle 2010), with potential effects on animal species associated to these habitats. The accumulation of toxins could pose a health hazard for many insect species such as beetles (Robel et al. 1981) and butterflies (Beyer and Moore 1980). Currently, strong evidence supports the assumption of a higher concentration of lead in insects due to road proximity (Table 3). More than 66% of the studies on the topic found at least three-fold higher concentrations of lead in insects near roads than in control areas (see i.e. Giles et al. 1973; Maurer 1974; Table 3). Moreover, lead concentration increased in insects through the food web (from herbivores to predators) in highly contaminated areas (Giles et al. 1973; Prices et al. 1974). Some authors proposed lead concentration in soil and vegetation as the factor explaining the differences in insect abundance and diversity found at different distances from roads (Przybylski 1979; Muskett & Jones 1980).

Lead is not the only compound derived from air pollution near roads that has drawn the attention of researchers (Table 3). Air pollutants can increase the concentration of total N in plants, which could explain the increase in the number of herbivorous insects on plants near roads (Muskett and Jones 1980; Port and Thompson

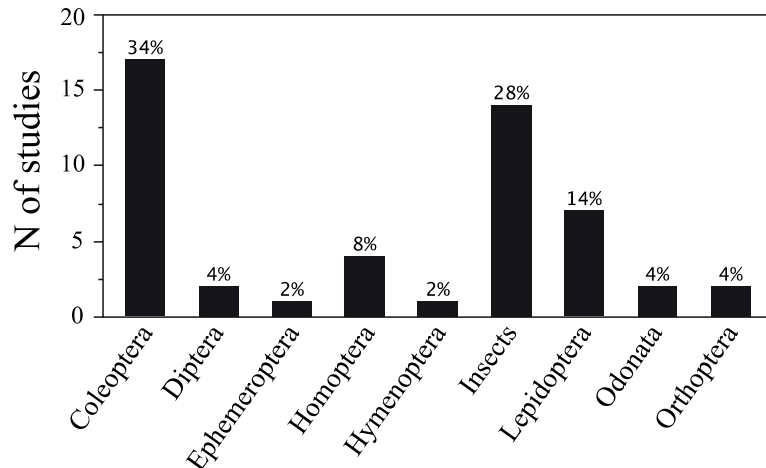
1980; Braun & Flückiger 1985; Table 3). However, 50% of the papers reported either no effect of air pollutants on insect abundance despite the positive correlation between N content in plants and insect performance (Spencer et al. 1988) or that this effect was tempered by other potential pollutants used on roads maintenance, such as de-icing salt (Martel 1995; Table 3).

Of the five papers that focus on the effect of de-icing salt on insects, only one discussed the consequences of this potential pollutant on aquatic insects (Petranka & Doyle 2010; Table 3). In this case, insects such as mosquitoes with a higher tolerance of salty waters were favoured by the use of salt on roads. Accordingly, some of the studies on insect herbivores, such as aphids, also found a positive effect of de-icing salt on insect abundance (Braun & Flückiger 1984; Spencer and Port 1988; Spencer et al. 1988), although this effect was not observed in other studies (Martel 1995).

Basically, both experimental and observational evidence supports the idea that air pollutants and de-icing salt used for road maintenance affect insects (Table 3). It remains to determine the real effect of these contaminants on insect populations over the long term as well as implications for food chains.

INSECT GROUPS IN ROAD ECOLOGY

We found 50 papers trying to elucidate the problems that roads cause for insects. When trying to answer this question, a logical step would be to choose an appropriate methodology and a suitable model group. In this review, we recurrently found a very few insect groups as model systems. The studies examined in this review focused on 19 different insect groups (Fig. 2).

Figure 2. Number of studies on the different insect orders

Most insect orders were present in only one study and many studies focus on just one order (Tables 1, 2, and 3). Beetles were the only studied organisms in 34% of the cases, followed by Lepidoptera (14%), and Hemiptera (8%; Fig. 2). In studies that focused on more than one order, beetles were studied in 50% of the cases, followed by Lepidoptera (24%), Hemiptera (16%), and Odonata (12%). Moreover, of the 17 papers dealing exclusively with beetles, 77% focused on Carabidae and 18% on Scarabaeidae (Tables 1, 2 and 3). Therefore, although it seems that the diversity of orders studied was fairly high, in reality most studies used only two or three different insect families and orders.

Despite this bias in the insect groups studied; most groups are selected because they represent a high proportion of the biomass in the community (i.e. beetles for their abundance and diversity) or because they are more sensitive to habitat alteration (i.e. butterflies and dragonflies). Therefore from the conservation perspective, these taxa are good indicators of the magnitude of the ecological effect of roads on insects.

CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS FOR FUTURE RESEARCH

In general, roads negatively affect the abundance and diversity of insects. The high mortality of some groups when crossing the road (with more impact at higher traffic volumes), and the unwillingness of many species to cross a road or live close to it are the two main factors. Moreover, a road is considered a major barrier mainly for small or flightless species, although the response varied for flying species. Finally, both experimental and observational evidence supports the idea that air pollutants and de-icing salt used for road maintenance negatively affect insects. However, it is not easy to draw general conclusions from the studies examined in this review. First, the methodologies followed in the studies were diverse, preventing quantitative comparative analyses. Secondly, comparison is difficult due to the variability of the orders studied, ranging from the most frequent, such as Lepidoptera, to less frequent, such as Diplura. Finally, it would be necessary to undertake long-term studies to ascertain the impact of roads on insect populations through fragmentation and edge effects. Currently, most information on the topic comes from short-term studies (usually a few months).

Therefore, we suggest the following research strategies for future efforts in road ecology:

- 1) Spatial scales: Increase the spatial scales of the studies, including replicated roads. This approach would provide a better idea of how roads affect insects.
- 2) Temporal scales: It is absolutely necessary to conduct long-term studies to accurately monitor the effects of roads on insects at both population and community levels.
- 3) Organisms under study: More studies are needed on other insect groups and it would be valuable to replicate the studies already made on some specific groups

in other places to ensure consistency in the results.

- 4) Genetic effect: More studies combining genetic and non-genetic analyses are needed for a proper understanding of the intensity of the road effects on insects and the consequences at both the population and community levels.

ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank three anonymous reviewers for their comments on the manuscript. We would like to thank Dr. Hodges for all the help improving the manuscript. This work was partially funded by the Spanish government grant CGL2011-24840 and the Andalusian government grant P011-RNM-7538.

REFERENCES

- Andrews A (1990) Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: A review. *Australian Zool* 26: 130-14.
- Andrews KM, Whitfield J, Reeder TW (2005). How do Highways Influence Snake Movement? Behavioral Responses to Roads and Vehicles. *Copeia* 4:772-782.
- Arroyave MP, Gómez C, Gutierrez ME, Múnera DP, Zapata PA, Vergara IC, Andrade LM, Ramos KC (2006) Impactos de las carreteras sobre la fauna silvestre y sus principales medidas de manejo. *Revista EIA* 5:45-57
- Askling J, Bergman KO (2003) Invertebrates –A Forgotten group of animals in Infrastructure Planning? Butterflies as tools and model organisms in Sweden. *International Conference on Ecology and Transportation. ICOET 2003 Proceedings.*
- Bhattacharya M, Primack RB, Gerwein J (2003) Are roads and railroads barriers to bumblebee movement in a temperate suburban conservation area? *Biol Conserv* 109:37–45.

- Balkenhol N, Waits LP (2009) Molecular road ecology: exploring the potential of genetics for investigating transportation impacts on wildlife. *Mol Ecol* 18: 4151-4164.
- Benítez-López A, Alkemade R, Verweij PA (2010). The impact of roads and other infrastructure on mammal and bird population: A meta-analysis. *Biol Conserv* 143: 1307-1316.
- Bernáth B, Szedenics G, Molnár G, Kriska G, Horváth G (2001) Visual ecological impact of ‘shiny black anthropogenic products’ on aquatic insects: oil reservoirs and plastic sheets as polarized traps for insects associated with water. *Arch Nature Conserv Lands Research* 40: 89–109
- Beyer WN, Moore J (1980) Lead residues in Eastern tent caterpillars (*Malacosoma americanum*) and their host plant (*Prunus serotina*) close to a major highway. *Environ. Entomol* 9: 10-12
- Bohac J, Hanouskova I, Matejka K (2004) Effect of habitat fragmentation due to traffic impact of different intensity on epigeic beetle communities in cultural landscape of the Czech Republic. *Ekologia (Bratislava)* 22: 35–46
- Bouchard J, Ford AT, Eigenbrod FE, Fahrig L (2009) Behavioral responses of northern leopard frogs (*Rana pipiens*) to roads and traffic: implications for population persistence. *Ecology and Society* 14: 23.
- Braun S, Flückiger W (1984) Increased Population of the Aphid *Aphis pomi* at a Motorway. Part 2- The effect of Drought and Deicing Salt. *Environ Poll* 36: 261-270.
- Braun S, Flückiger W (1985) Increased Population of the Aphid *Aphis pomi* at a Motorway. Part 3- The effect of Exhaust Gases. *Environ Poll* 39: 183-192.
- Caid N, Crist P, Gilbert R, Wiederkehr P (2002) Environmentally sustainable transport: concept, goal and strategy—the OECD’s EST Project. In: Proceedings of the Institution of Civil Engineers, *Transport* 153: 219-226.

- Caletrio J, Fernandez JM, Lopez J, Roviralta F (1996) Spanish national inventory on road mortality of vertebrates. *Global Biodiv* 5: 15-18
- Carpio C, Donoso DA, Ramón G, Dangles O (2009) Short term response of dung beetle communities to disturbance by road construction in the Ecuadorian Amazon. *Ann soc Entomol Fr* 45: 455-469.
- Carr LW, Fahrig L (2001) Effect of road traffic on two amphibians species of differing vagility. *Conser Biol* 15: 1071-1078.
- Clevenger AP, Chruszcz B, Gunson KE (2003) Spatial pattern and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biol Conserv* 109: 15-26.
- De la Puente D, Ochoa C, Viejo JL (2008) Butterflies killed on roads (Lepidoptera, Papilionoidea) in "El Regajal-Mar de Ontigola" Nature Reserve (Aranjuez, Spain). *XVII Bienal de la Real Sociedad Española de Historia Natural* 17: 137-152
- Dennis RLH (1986) Motorways and cross-movements. An insect's 'mental' map of the M56 in Cheshire. *Bull Amateur Entomol Soc* 45: 228-243
- Dunn RR, Danoff-Burg JA (2007) Road size and carrion beetle assemblages in a New York forest. *J Insect Conserv* 11:325-332.
- Findlay CS, Houlihan J (1997) Anthropogenic Correlates of Species Richness in Southeastern Ontario Wetlands. *Conserv Biol* 11: 1000-1009.
- Forman RTT, Alexander LE (1998) Road and their major ecological effects. *Ann Rev Ecol Syst* 29:207-231.
- Forman RTT, Sperling D, Bissonette JA, Clevenger AP, Cutshall CD, Dale VH, Fahrig L, France R, Goldman CR, Heanue K, Jones JA, Swanson FJ, Turrentine T, Winter TC (2003) *Road Ecology. Science and Solutions*. Island Press, Washington-Covelon-London.

- Foster SE, Soluk DA (2006) Protecting more than the wetland: the importance of biased sex ratios and habitat segregation for conservation of the Hine's emerald dragonfly, *Somatochlora hineana* Williamson. *Biol Conserv* 127: 158–166.
- Fränzel U (1985) Öko-ethologische Untersuchungen an *Cordulegaster bidentatus* Selys, 1843 (Insecta: Odonata) im Bonner Raum. Thesis, University Bonn
- Fraser FC (1936) *The Fauna of British India. Odonata*, vol 3. Taylor and Francis, London.
- Georgii B, Keller V, Pfister HP, Reck H, Peters-Ostenberg E, Henneberg M, Herrmann M, Mueller-Stiess H, Bach L (2011) Use of wildlife passages by invertebrates and vertebrates species. *Wildlife passages in Germany 2011*.
- Giles FE, Middleton SG, Grau JG (1973). Evidence for the accumulation of atmospheric Lead by Insects in Areas of high traffic density. *Environ Entomol* 2: 299-300.
- Glista DJ, DeVault TL, DeWoody JA (2009) A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Land Urban Plann* 91: 1–7.
- Goldsmith DC, Scanlon, PF (1977) Lead levels in small mammals and selected invertebrates associated with highways of different traffic densities. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 17: 311-316.
- Gryz J, Krauze D (2008) Mortality of vertebrates on a road crossing the Biebrza Valley (NE Poland). *Eur J Wildl Res* 54: 709-714.
- Haskell D.G (2000). Effects of Forest Roads on Macroinvertebrate Soil Fauna of the Southern Appalachian Mountains. *Conserv Biol* 14: 57-63.
- Hayward MW, Hayward GJ, Kerley GIH (2010) The Impact of Upgrading Roads on the Conservation of the Threatened Flightless Dung Beetle, *Circellum bacchus* (F.) (Coleoptera: Scarabaeidae). *Coleopt Bull* 64: 75-80.

- Heller G, Rohe W (2000) Vergleichende Untersuchung zur Ameisenfauna von Grünlandstandorten in Rheinland-Pfalz. Mainzer Naturwissenschaftliches. Archiv 38: 123–173
- Hess LJ (1969). The effects of logging road construction on insect drop into a small coastal stream. Dissertation of the Faculty of Humboldt State College.
- Holzhauser IJ, Ekschmitt S, Sander AC, Dauber J, Wolters V (2006) Effect of historic landscape change on the genetic structure of the bush-cricket *Metrioptera roeseli*. Land Ecol 21: 891-899.
- Horváth G, Bernath B, Molnar G (1998) Dragonflies find crude oil visually more attractive than water: multiple-choice experiments on dragonfly polarotaxis. Naturwissenschaften 85: 292-297.
- Horváth G, Zeil J (1996) Kuwait oil lakes as insect traps. Nature 379:303–304.
- Horváth G, Malik P, Kriska G, Wildermuth H (2007) Ecological traps for dragonflies in a cemetery: the attraction of *Sympetrum* species (Odonata: Libellulidae) by horizontally polarizing black gravestones. Freshwater Biol 52: 1700–1709.
- Itzhak MJJ (2008) Seed harvester and scavenger ants along roadsides in Northern Israel. Zoology in the Middle East 44: 75-82.
- Jackson ND, Fahrig L (2011). Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. Biol Conserv 144: 3142-3148.
- Jaeger JAG, Fahrig L (2004) Effects of road fencing on population persistence. Conserv Biol 18: 1651-1657.
- Jones DN, Bond ARF (2010) Road barrier effect on small birds removed by vegetated overpass in South East Queensland. Ecological Management and Restoration 11: 65-67.

- Kambourova-Ivanova, N.; Koshev, Y.; Popgeorgiev, G.; Ragyov, D.; Pavlova, M.; Mollov, I.; and Nedialkov, N. (2012) Effect of Traffic on Mortality of Amphibians, Reptiles, Birds and Mammals on Two Types of Roads Between Pazardzhik and Plovdiv Region (Bulgaria) – Preliminary Results. *Acta Zoologica Bulgarica* 64: 57-67.
- Keller I, Largiader CR (2003) Recent habitat fragmentation caused by major roads leads to reduction of gene flow and loss of genetic variability in ground beetles. *Proc R Soc London B* 270: 417-423.
- Keller I, Nentwig W, Largiadèr CR (2004). Recent habitat fragmentation due to roads can lead to significant genetic differentiation in an abundant flightless ground beetle. *Mol Ecol* 13:2983-2994.
- Keller I, Excoffier L, Largiader CR (2005) Estimation of effective population size and detection of a recent population decline coinciding with habitat fragmentation in a ground beetle. *J Evol Biol* 18: 90-100.
- Kennedy CH (1917) Notes on the life history and ecology of the dragonflies (Odonata) of central California and Nevada. *Proc US Nat Mus* 52: 483-635.
- Kennedy CH (1938) The present status of work on the ecology of aquatic insects as shown by the work on the Odonata. *Ohio J Sci* 38:267.
- Knapp M, Saska p, Knappová J, Vonic̣ka P, Moravec P, Kurka A, Andel P (2013) The habitat-specific effects of highway proximity on ground-dwelling arthropods: Implications for biodiversity conservation. *Biol. Conserv.* 164: 22-29.
- Koivula MJ (2005) Effects of forest roads on spatial distribution of boreal carabid beetles (Coleoptera: Carabidae). *Coleopterits Bull* 59: 465-487.

- Koivula MJ, Kotze DJ, Salokannel J (2005) Beetles (Coleoptera) in central reservations of three highway roads around the city of Helsinki, Finland. *Ann Zool Fennici* 42: 615-626.
- Koivula MJ, Vermeulen HJW (2005) Highways and forest fragmentation –effects on carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). *Landscape Ecology* 20: 911-926.
- Kriska G, Horvath G, Andrikovics S (1998) Why do mayflies lay their eggs en masse on dry asphalt road? Water-imitating polarized light reflected from asphalt attracts ephemeroptera. *J Experim Biol* 201: 2273-2286.
- Kriska G, Bernáth B, Farkas R, Horváth G (2009) Degrees of polarization of reflected light eliciting polarotaxis in dragonflies (Odonata), mayflies (Ephemeroptera) and tabanid flies (Tabanidae). *J Insect Physiol* 55: 1167–1173.
- Litvaitis JA, Tash JP (2008) An approach toward understanding wildlife-vehicle collisions. *Environ Manag* 42: 688-697.
- Lode T (2000) Effect of a Motorway on Mortality and Isolation of Wildlife Populations. *AMBIO* 29:163-166.
- Lövei GL, Sunderland KD (1996) Ecology and behaviour of ground beetles (Coleoptera, Carabidae). *Annu Rev Entomol* 41: 231–256.
- Luce A, Crowe M (2001). Invertebrate terrestrial diversity along a gravel road on Barrie Island, Ontario, Canada. *Great Lakes Entomolo* 34: 55-60
- MacKinnon CA, Moore LA, Brooks RJ (2005) Why did de Reptile Cross the Road? Landscape Factors Associated with Road Mortality of Snakes and Turtles in the South Eastern Georgian Bay area. *PRFP Proceedings*: 153-166.
- Mader HJ (1979) Die Isolationswirkung von Verkehrsstrassen auf Tierpopulationen untersucht am Beispiel von Arthropoden und Kleinsäugetern der Waldbiozönose. *Schriftenreihe Landschaftspflege Naturschutz* 19: 1-126.

Mader HJ (1984) Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biol Conserv* 29:81-96.

Mader, H.J. (1988) The significance of paved agricultural roads as barriers to ground dwelling arthropods. In: Schreiber, K.F., (Ed.) *Connectivity in landscape ecology. Proceedings of the 2nd international seminar of the "International association for landscape ecology"* 97-100. Münster, Germany. *Münstersche Geographische Arbeiten*.

Mader HJ, Schell C, Kornacker P (1990) Linear barriers to arthropod movements in the landscape. *Biol Conserv* 54: 209–222.

Magura T, Tóthmérész B, Lövei GL (2006) Body size inequality of carabids along an urbanisation gradient. *Basic Appl Ecol* 7: 472–482.

Martel J (1995) Seasonal variations in roadside conditions and the performance of a gall-forming insect and its food plant. *Environ Poll* 88: 155-160.

Maurer (1974) The beetle and spider fauna of meadows affected by traffic pollution. *The Florida Entomol* 57: 330.

McKenna D, McKenna K, Malcom SB, Berenbaum MR (2001). Mortality of lepidoptera along roadways in Central Illinois. *J Lepid Soc* 55: 63-68.

McGregor RL, Bender DJ, Fahrig L (2008) Do small mammals avoid roads because of traffic? *J App Ecol* 45:117–123.

Melis C, Bjerck C, Hyllvang M, Gobbi M, Stokke BG, Roskaft E (2010) The effect of traffic intensity on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in central Sweden. *J Insect Conserv* 14: 159-168.

Munguira ML, Thomas JA (1992) Use of road verges by butterfly and burnet populations, and the effect of roads on adult dispersal and mortality. *J App Ecol* 29: 316-329

- Muskett CJ, Jones MP (1980) The dispersal of lead cadmium and nickel from motor vehicles and effects on road sides invertebrate macrofauna. *Environ Pollut* 23: 231–242.
- Neville P (1960) A list of Odonata from Ghana, with notes on their mating, flight, and resting sites. *Proc R Ent Soc London A* 35: 124-128.
- Niemelä J (2001). Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and hábitat fragmentation: a review. *Eur J Entomol* 98: 127-132.
- Noordijk J, Prins D, Jonge M, Vermeulen R (2006) Impact of a road on the movements of two ground beetle species (Coleoptera: Carabidae). *Entomologica Fennica* 17: 276-283.
- Petranka JW, Doyle EJ (2010). Effects of road salts on the composition of seasonal pond communities: can the use of road salts enhance mosquito recruitment? *Aquat Ecol* 44: 155-166.
- Port & Thompson (1980) Outbreaks of insect herbivores on plants along motorways in the United Kingdom. *J App Ecol* 17: 649-656.
- Price PW, Rathske, BJ, Gentry DA (1974) Lead in terrestrial arthropods: evidence for biological concentration. *Environ Manag* 3: 370-372
- Przybylski Z (1979) The effects of automobile exhaust gases on the arthropods of cultivated plants, meadows and orchards. *Environ Pollut* 19: 157-161.
- Puschnig R (1926) Albanische Libellen. *Konowia* 5: 33, 113, 208, 313.
- Raemakers IP, Schaffers AP, Sýkora1 KV, Heijerman T (2001) The importance of plant communities in road verges as a habitat for insects. *Proc Exper Appl Entomol Netherlands Entomol Soc* 12: 101 - 106.
- Rao RSP, Girish MKS (2007) Road kills: assessing insect casualties using flagship taxon. *Curr Sci* 92: 830–837.

- Reijnen R, Foppen R, Veenbaas G (1997) Disturbance by traffic of breeding birds: Evaluation of the effects and considerations in planning and managing road corridors. *Biodiv Conserv* 6: 567-581.
- Rietze J, Reck H (1991) Untersuchungen zur Besiedlung der Verkehrsnebenflächen des Autobahnkreuzes Stuttgart durch Heuschrecken (Orthoptera, Saltatoria) mit besonderer Berücksichtigung der Dispersion der Grossen Goldschrecke (*Chrysochraon dispar*). *Articulata* 6: 91-119.
- Riffell SK (1999) Road mortality of dragonflies (odonata) in a great lakes coastal wetland. *Great Lakes Entomol* 32(1-2).
- Robel RJ, Howard CA, Udevitz MS, Curnutte B (1981) Lead contamination in vegetation, cattle dung, and dung beetles near an interstate highway, Kansas. *Environ Entomol* 10: 262-263.
- Roedenbeck IA, Fahrig L, Findlay CS, Houlahan JE, Jaeger JAG, Klar N, Kramer-Schadt S, Van der Grift EA (2007) The Rauschholzhausen agenda for road ecology. *Ecology and Society* 12: 11.
- Samways MJ, Osborn R, Carliel F (1997) Effect of a highway on ant (Hymenoptera: Formicidae) species composition and abundance, with a recommendation for roadside verge width. *Biodivers Conserv* 6: 903–913.
- Severns PM (2008) Road crossing behavior of an endangered grassland butterfly, *Icaricia icarioides fenderi macy* (Lycaenidae), between a subdivided population. *J Lepidopt Soc* 62:53–56
- Seibert HC, Conover JH (1991) Mortality of vertebrates and invertebrates on an Athens county, Ohio, Highway. *Ohio J Science* 91: 163-166.
- Seiler A (2001) Ecological Effects of Roads. A review. Department of Conservation Biology, Introductory Research Essay, 9.

- Seshadri KS, Ganesh T (2011) Faunal mortality on roads due to religious tourism across time and space in protected areas: A case study from south India. *Forest Ecol Manag* 262: 1713–1721.
- Schwind R (1991) Polarization vision in water insects and insects living on a moist substrate. *J Comp Physiol A* 169: 531-540.
- Schwind R (1995) Spectral regions in which aquatic insects see reflected polarized light. *J Comp Physiol A* 177: 439-448.
- Skórka P, Lenda M, Morón D, Kalarus K, Tryjanowski P (2013) Factors affecting road mortality and the suitability of road verges for butterflies. *Biol Conserv* 159: 148-157.
- Soluk A, Zercher DS, Worthington AM (2011) Influence of roadways on patterns of mortality and flight behavior of adult dragonflies near wetland areas. *Biol Conserv* 144:1638-1643.
- Spellerberg I (1998) Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecol Biog* 7: 317–333.
- Spencer HJ, Port GR (1988) Effects of roadside conditions on plants and insects. II. Soil conditions. *J Appl Ecol* 25: 709-715.
- Spencer HJ, Scott NE, Port GR, Davison AW (1988) Effects of roadside conditions on plants and insects. I. Atmospheric conditions. *J Appl Ecol* 25: 699-707.
- Thiele HU (1977) Carabid beetles in their environments. A study on habitat selection by adaptation in physiology and behaviour. *Zoophysiology and Ecology* 10.
- Trombulak SC, Frissell CA (2000) Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. *Conserv Biol* 14: 18-30.
- Udevitz MS, Howard CA, Robel RJ, Curnutte B (1980) Lead Contamination in Insects and Birds near an Interstate Highway, Kansas. *Environ Entomol* 9: 35-36.

- Valladares F, Balaguer L, Mola I, Escudero A, Alfaya V (2011) Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para soluciones técnicas. Fundación Biodiversidad, Madrid, España.
- Van Bohemen HD (1998) Habitat Fragmentation, Infrastructure and Ecological Engineering. *Ecol Eng* 11: 199-207.
- Wachmann E, Platen R, Barndt D (1995). *Laufkäfer: Beobachtung, Lebensweise*. Naturbuch Verlag.
- Wade KJ, Flanagan JT, Currie A, Curtis DJ (1980) Roadside Gradients of lead and Zinc concentrations in surface-dwelling invertebrates. *Environ Poll* 1: 97-93.
- White PJT, Kerr JT (2007) Human impacts on environment–diversity relationships: evidence for biotic homogenization from butterfly species richness patterns. *Global Ecol Biog* 16: 290–299.
- Whitehouse FC (1943) A guide to the study of dragonflies of Jamaica. Institute of Jamaica.
- Wildermuth H (1998) Dragonflies recognize the water of rendezvous and oviposition sites by horizontally polarized light: a behavioural field test. *Naturwissenschaften* 85: 297–302.
- Wildermuth H, Horváth G (2005) Visual deception of a male *Libellula depressa* by the shiny surface of a parked car (Odonata: Libellulidae). *Int J Odonatology* 8: 97–105.
- Williamson P, Evans PR (1972). Lead levels in roadside invertebrates and small mammals. *Bull Environ Contam Toxi* 8: 280-288.
- Yamada Y, Sasaki H, Harauchi Y (2010a) Effects of narrow roads on the movement of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in Nopporo Forest Park, Hokkaido. *J Insect Conserv* 14: 151-157.

Yamada Y, Sasaki H, Harauchi Y (2010b) Composition of road-killed insects on coastal roads around Lake Shikotsu in Hokkaido, Japan. *J. Rakuno Gakuen Univ.* 34: 177-184.

CAPÍTULO 2

Do environmental impact statements reflect endangered species catalogs?

Pilar Tamayo Muñoz, Felipe Pascual Torres, Adela González Megías

SUMMARY

Habitat loss and fragmentation are sometime hard to avoid due to economical benefic they provide for population despise their negative strong impact on biodiversity and ecosystem function. Environmental impact assessments (EIAs) are essential instruments used in physical planning to address such problems. EIAs are based mainly on national and regional threatened species catalogue (NC). In Spain, there is a bias in both the taxa included in the NC and the funds inverted by governments on species conservation. The aim of this article is to detect if there is a bias toward some species group of animals in the EISSs using regional and national threatened species catalogues as models. Our results showed a high number of bird species included in the EISs followed by invertebrates, mammals, reptiles, fish and amphibians in EISs. A similar pattern has been observed as well in the National Threaded species Catalogue, which included considerably more bird species (72 %) than other taxa. Both and national and regional levels there was an important lack of recognition of insects. No species was included n the listing of the national level and only at three regions the listings include insect species.

Keywords Environmental Impact Statements, Anthropogenic disturbances, Fauna, Insects

INTRODUCTION

Habitat loss and fragmentation are among the main threat to biodiversity (Niemelä 2001; Geneletti 2006; Bleher et al. 2006; Gontier et al. 2006). Land use changes usually reduce the value of landscapes and habitats by altering ecosystem function. Because land changes are sometime hard to avoid due to economical benefits they provide for population, governments from many countries agree to provide tools to minimize the impact in ecosystems (Thompson et al. 1997; Kneegtering et al. 2005; Samarakoon and Rowan 2008). One of these tools is the Environmental Impact Assessment (EIA) defined as “the process to identifying, predicting, evaluating and mitigating the biophysical, social and other relevant effects of proposed development proposals prior to major decisions being taken and commitments made”(IAIA 2005). EIA describes a technique and a process by which information about the environmental effects of a particular project is collected and taken into consideration by the planning authority in forming their judgments on whether the development should go ahead (Morrison-Lauder and Bailey 2003; Kneegtering et al. 2005; Samarakoon and Rowan 2008). Since its introduction in the early 1970s, the role and scope of EIA are expanding continuously, although its application, practice and procedures vary from country to country (Glasson et al. 1994).

Most reviews focused on EIS have been made of projects associated to mining or roads (Kneegtering et al. 2005; Gontier et al. 2006), perhaps due to the large number of these proceedings or their greatest impact on the environment. Linear infrastructures can reflect both habitat loss, as the barrier effect or degradation and fragmentation habitat caused by them, mainly those with high performance and high traffic intensity (Andrén 1994; Seiler 2001; Keller and Largiadèr 2003; Tamayo et al. 2014). In Europe, the text

of the EIA directive specifies that impacts on flora and fauna need to be considered (Off 1985, 1997). Europe is tackling the problem of fragmentation of habitat caused by the construction of linear transport infrastructure by creating organisms (Infra Eco Network Europe) and working groups (see: <http://www.iene.info/>). In Spain, the data collected by these groups is used to promote research on the subject and published updated documentation on the environmental impact of infrastructure in different environmental areas. This information is focused in vertebrates, but there is not information about invertebrates (COST 341 -Iuell et al. 2003-; MMA 2006; MMARM 2008; 2010a; 2010b; MAGRAMA 2013). This problem however seems to be associated to other European countries. We found several recent technical papers, which warn about the lack of studies to collect the problems of insects or invertebrates, whose fundamental role in the functioning of ecosystems (Valladares et al. 2011). Other studies showed that birds and mammals are the most cited animals (Knegtering et al. 2000; 2005; Samarakoon and Rowan 2008). Although, in the case of United Kingdom, EIS showed that invertebrates are also considered in different investigations and with a fairly high percentage, including butterflies (Trewick et al. 1993; Thompson et al. 1997; Byron et al. 2000). Despite being develop as a tool, different reviews of Environmental Impact Statements (EISs; final product of an environmental processing) detected several omissions in the treatment of biodiversity and ecosystems, and acknowledged that this topic is not receiving the level of importance attached to it in the literature (Geneletti 2002; Atkinson et al. 2000; Kolhoff 2000; Geneletti 2006; Gontier et al. 2006).

The National (NC) and Regional (RC) threatened species Catalogues provides with listing of threatened national and regional species in most countries. As in many other countries, in Spain the listing in base of the Red Lists and Red Data Books that have been important tools in biodiversity conservation for many decades (Lamoreux et

al. 2003; Rodrigues et al. 2006). Instigated by the International Union for Conservation of Nature (IUCN), they provide a means of identifying species threatened with extinction (Mace et al. 2008).

The Red List has become an increasingly powerful tool for conservation planning, management, monitoring and decision making (Fox et al. 2011). The protection of threatened species includes not only the legal protection (provided by particular laws at each country) but also should preserve the habitats where the species live. Therefore, the listings species include in National Catalogues can be used in Environmental Impact Assessments. The role of EIAs is to minimize adverse effects on biological diversity by considering a wide range of species therefore not necessary only the ones include in the catalogues. In Spain, national and regional catalogues are bias toward most conspicuous species such as birds and mammals (Villatoya and Puig 2010; Ferrero-García 2011; Martín-López et al. 2011). The taxonomic bias towards vertebrates is also evident in conservation projects where the distribution of funds was primarily directed toward vertebrates (Hoffman et al. 2001; Ceballos and Ehrlich 2006; Martín-López et al. 2009; Cardoso et al. 2011).

The aim of this article is to detect if there is a bias toward some species group of animals in the EISSs using regional and national threatened species catalogues as models. The idea is to detect if the bias observed in the national catalogues is also observed in EIAs. Specifically, our interest focuses on determining the importance of insects on threatened species catalogues and EIA.

METHODS

Environmental Impact Statement (EIS)

This study is based on a subsample of the total Environmental Impact Statements (EISs) published in Spain from 1994 to 2011 (245 EIS found during this period). The information was obtained by searching on the database of the Ministry of Agriculture, Fishing and Environment of Spain and the database of the Official State Gazette (BOE). The main keyword for the searching was “Environmental Impact Statement” combined with: roads, freeways, highways, railways, airports, and service areas. Information obtained directly from the Ministry of Environment to the authors was that the total number of EIS published during the study period was 516 reports; of those 88.57% were reports on linear infrastructures (64.15% of roads and 24.42% of railroads). Therefore, we compiled for this study around 53.61% of the EIS on linear infrastructures published during the study period.

Of each EIS, we obtained the list of animal species cited. All species were assigned to one of the following categories: Mammals, birds, reptiles, amphibians, fishes, insects, and other invertebrates. EISs were categorized by regions to study the influence of geographical location. When the project included several regions, we assigned to the EIS to the region with higher representation (in Km). We also recorded for each EIS whether the infrastructure was at least partially located inside a Protected Area.

All species with special protection in Spain are listed in the National Catalog of Species Protection. As the National Catalogs are revised and change through time, we used the National Catalog legally active during the study period (NC; Royal Decree 439/1990 of 30 March). We compared the proportion of each category of animal species included in the EIS with the proportion of each groups included in the National Catalog.

We used the Regional Catalogs when comparisons were made within regions. We must know that the Regional Catalog included all species collected in the NC that are present in the region plus some species locally important at regional level. Of the 17 regions found in the EIS, we used for the analysis only the ones with enough citation for most animal groups (Andalucía, Castilla-La Mancha, Castilla y León, Comunidad Valenciana and Extremadura). The fauna found in the EIS was compared to the species included in both National and Regional Catalogs. The species were assigned to the same categories used for the EIS. We used the log likelihood test of independence (Hosmer and Lemeshow 2000), to compare the proportion of each group of animal found in the EIS and the ones in the National and Regional catalogs.

Unified Environmental Authorization (UEA)

Additionally, since 2007 legislation changed and the cases where the legislative competence of the project affects only one region or the promoter of the performance is a regional government, the project will be affected by legislation at regional level. The new regional report similar to the national EIS is the Unified Environmental Authorization (UEA). To check whether a regional environmental track procedure took into account the different faunal groups in its final resolution, we studied 151 UEA in the Andalucía region. The sample of UEA was obtained from the database of the Environmental Department of the Andalucía Government (<http://www.juntadeandalucia.es>) between 2008 and 2011, following the same procedure used to locate the EISs. Most UEA correspond to linear infrastructures (around 63%) followed by extractions and quarries (around 30%), with the same number of resolutions in 2010 and 2011. The remaining projects (railways, metros,

residential, and agricultural) correspond to a very low percentage in the range of 0.66% to 2.65%. We used G tests to compare the proportion of animal of each category cited in the UEA with the one cited in the Andalusia Regional Catalog.

RESULTS

Fauna in total EISs

We found 122 animal species cited in the EISs, accumulating a total of 292 citations. The most cited species was the Great Bustard (*Otis tarda*; 5.48% of the cases), followed by the Otter (*Lutra lutra*; 4.45% of the cases). The boar (*Sus scrofa*); Lesser Kestrel (*Falco naumanni*) and the little bustard (*Tetrax tetrax*); were cited in 4.11% of the cases. The Montagu's harrier (*Circus pygargus*) and Bonelli's Eagle (*Aquila fasciata*) were cited in 3.64% of cases. The number of citations in the EIS of insect species was also very low. Most of the 23 insect species cited in the EIS were cited just once with a maximum of 2 citations vs. 16 maximum found for bird species (Appendix1).

The proportion of animal groups cited in the EIS was significantly different of the proportion that representing each group in the NC ($\chi^2= 226.77$, $df = 6$, $p <0.0001$; Figure 1).

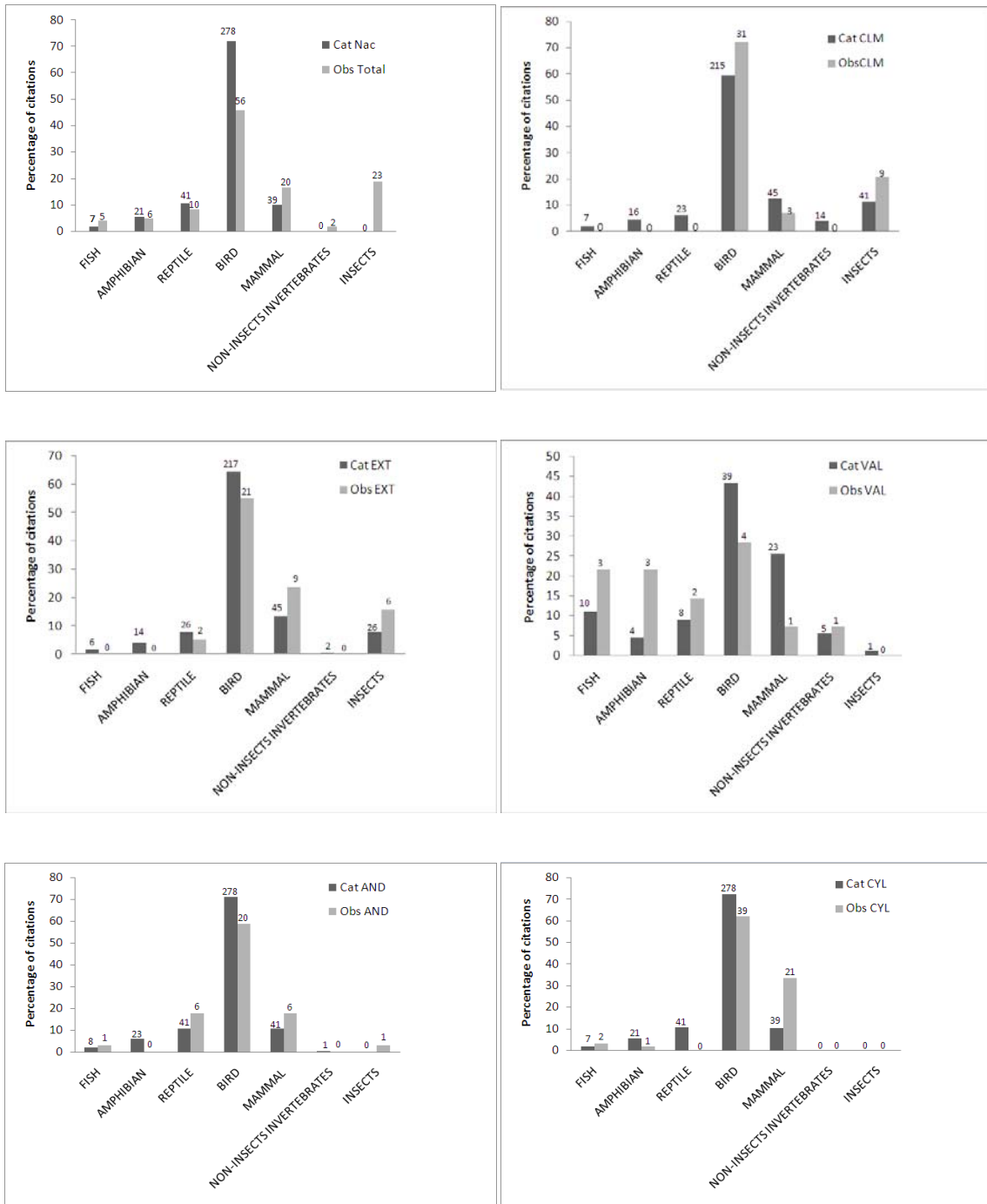


Figure 1: Comparison between the percentage of species in the National Catalog (NC) and percentage of total citations found for each animal group in the Environmental Impact Statement (EIS) and in the Regional Catalogs (RC).

Birds were the most cited animals in both catalogs although this group represented the 72% of the species included in the NC vs. the 46% in the EISs. The main difference was due to the high proportion of invertebrates in the EIS (representing 19% of the citations) compared with the NC with no mention of invertebrates (Figure 1).

The species corresponding to major groups cited in the EISs (Appendix 1), differ significantly from those observed in the NC (Figure 1). The 96.43% of the bird species compiled in the EISs were included in the NC. On the contrary, only 63.63% of the mammals, 42.85% of fishes, and 19.04% of amphibians and 17.07% of reptiles were included in the NC.

Of the species included in the EISs, 70.49% of the species were cited in EISs associated with infrastructures affecting Protected Natural Areas (Appendix 1). Of these species, 50% were birds, 25.59% invertebrates, 11.62% mammals, 5.81% reptiles, 4.65% fishes and 2.33% amphibians (Appendix 1).

Fauna in regional EIS

There were differences in the number of EIS obtained for each region: Castilla y León had 17.96% of total EISs, followed by Andalucía (13.47%), Valencia (9.80%), Castilla-La Mancha (8.57%) and Extremadura (4.08%).

In Castilla y León there were differences in relevance of each group of animals when comparing the EIS and the RC ($\chi^2 = 43.62$, $df = 4$, $P < 0.0001$). Mammals were over represented compared to the low almost absence of citations of reptiles and amphibians (Figure 1). In Valencia, the main differences between the EIS and the RC ($\chi^2 = 13.67$, $df = 6$, $P = 0.034$) were due to higher citations of fishes, amphibians and

reptiles in the RC. On the contrary, we found a lower representation of birds and mammals in the RC (Figure 1). In Castilla-La Mancha there were also differences between the EIS and the RC ($\chi^2= 12.79$, $df = 6$, $p = 0.04$). In this case, the main difference was that fishes, amphibians and other invertebrates did not appear in the RC. Birds and insects were over mentioned in the RC of this region (Figure 1). In Andalucía and Extremadura, the proportion of animals in the EISs was not significantly different from the proportion found in the RCs ($\chi^2= 6.44$, $df = 5$, $p = 0.26$ and $\chi^2= 9.48$, $df = 6$, $p = 0.15$; Figure 1).

Insects

Only 7 of the 245 EIS analyzed mentioned at least an insect species (2.8% of the EIS). Of the 23 species of insects in the EIS, a 63.63% were Lepidoptera, 18.19% beetles and 18.18% dragonflies (Appendix 1). Most insect citations were found on the EISs of Castilla-La Mancha region (40.90%; Figure 1).

No insect species were included in the NC during the study period. In the RC, there was mention of insects in Castilla-La Mancha, Extremadura and Valencia (Figure 1).

Of the 9 species cited in the EISs in Castilla-La Mancha only 2 species were included in the RC. In the case of Extremadura, the 6 insect species mentioned in the EISs were also included in the RC (Figure 1).

Unified Environmental Authorization (UEA)

We found a high percentage (93.37%) of studied UEAs that resulted positive, and a low percentage of UEAs (5.96%) that there was negative or not viable.

Of the 151 cases studied, only in 42 cases (27.81%) was at least a citation of animal species (Appendix 2). The main groups of animals cited in the UEAs were birds (62.5%), reptiles (18.75%), amphibians (12.5%) and mammals (6.25%).

There was no significant difference between the frequency in the group of animals mentioned in the UEA and the frequency of the group listed in the NC ($\chi^2= 2.93$, $df = 3$, $p =0.40$) or in the RC of the Andalusia region ($\chi^2= 2.61$, $df = 3$, $p =0.46$). There was no citation of insect species in the UEA. Of the species included in the UEA, 14.28% were found in reports associated to infrastructures located inside protected areas.

DISCUSSION

Environmental Assessment procedure and Wildlife

Our results suggest that the EISs in Spain (and UEAs in Andalusia region) included a low number of animal species when compared with the real faunal diversity of the Peninsula Iberian. Mainly when taking into account that about 98% of the total Iberian fauna are invertebrates and roughly 81% of them are insects (Ramos et al. 2001). This agrees with other authors that suggested that the EISs focus on road development often failed to include the information necessary to identify, quantify or evaluate potential ecological impacts (Treweek et al. 1993).

Additionally, we found that the frequency with which animal species are included in the EISs and UEAs varies greatly depending on the taxon (Figure 2), coinciding with that shown in other similar studies mostly referred to mining or linear structures (Treweek et al. 1993; Read 1994; Atkinson et al. 2000; Byron et al. 2000; Treweek 2002; Kneegtering et al. 2005; Samarakoon and Roman 2008).

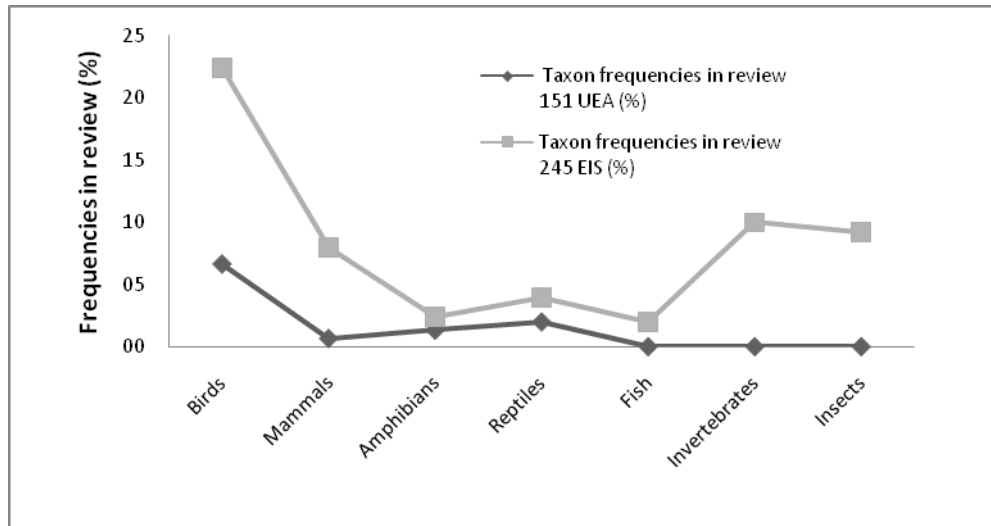


Figure 2: Taxon frequency: Percentage of the comparison between the total numbers of Environmental Impact Statement (EIS) and Unified Environmental Authorization (UEA) review, per taxonomic group.

When summing up all EISs analyzed, we found a high number of bird species followed in number by invertebrates, mammals, reptiles, fish and amphibians. However, when considering not only the identity of the species but also the times each species was cited, birds still ranked highest on frequency. Moreover, these records and frequency in birds were more often of higher quality than data on other vertebrates as shown in other similar studies (Kneegtering et al. 2005). A similar pattern has been observed as well in the Spanish NC, which included considerably more bird species (72 %) than other taxa. A similar pattern could be found in other countries like Dutch (Kneegtering et al. 2000) and USA (Metrick and Weitzman 1998).

Although in EISs and NC there was a bias toward bird species the proportion of the other animal group included differ between them. The main difference between them was the total proportion represented by birds, being much higher in the NC, and the higher citation of invertebrates in the EISs. Birds are very well known in almost every part of Europe and particularly in Spain (Martínez et al. 2003b), therefore it is relatively easy for the technician to include these species in the EISs compared to other taxa. On the contrary, the criteria to be included in the NC are more restricted because it is necessary not only to know the identity of the species and their distribution but also it is necessary to know the health of the populations. Therefore, only the bias is even higher than the one in the EISs to birds because it is easier even for endangered species to have accurate information for birds. That bias is probably also partially an effect of interest by politicians to invest on wild life organism drive of the lack of interest of the public in general in conservation (Suárez et al. 2003). Additionally, the public has an affinity for emblematic species (usually birds and mammals) and a visceral rejection for other species such as reptiles, amphibians and insects (Bayardo 2008).

Taxa in protected areas.

We found that there is a high proportion (70.49%) of wildlife' species in the EIS included in protected areas, but a low percentage (14.28%) of species in the UEAs were included in protected area. Existing conservation strategies, which are based primarily on the protection of certain areas and vertebrate species, Hernández-Manrique et al. (2012) demonstrate that, in general, the protection capacity of current or future reserves delimited by standard procedures is not capable of representing the populations of this small set of endangered invertebrate species. Although in Spain natural protected sites include around 12 % of the total country area and the complete implementation of the

Nature Net 2000 (Europarc-España 2010), the conservation of rare invertebrates may not be dependent solely on the establishment of protected areas, our results (coincident with Hernández-Manrique et al. 2012) shows that both current and future reserves may not be capable of protecting a large part of invertebrate biodiversity.

Insects

We found no insects in the UEAs in Andalucía region and, coinciding with the study of Byron et al. (2000), insects were rarely included in EISs studied. Although we detected 23 insects species in the EISs' analysis, most species were cited in only one study (2 times maximum vs. 16 times for birds). The reason to explain this bias against insect in genera are diverse and included people species preference. Birds and mammals are among the most preferred animal taxa as illustrated by people judgements of the attractiveness of species (Keller 1980; Schultz 1987; Knegtering et al. 2005) or attitudes of nongovernmental organization (NGO) policy makers toward the conservation of species (Knegtering et al. 2002). In fact there are authors that declare that to protect arthropods we need focus on the protection its habitats more than on emblematic species (Viejo and Sanchez-Cumplido 1995). The number of insects than are seen as emblematic species for people in general are a few and restricted basically to three orders (Lepidoptera, Coleoptera and Odonata).

Another important reason is the lack of information on many insect species to explain the absence of insects on EIEs. Data on vertebrates, birds in particular, are more abundant and of better quality than those of invertebrates (Seibert and Conover 1991). This makes easier identify species and their conservation status. Even more important,

there is no mention of insects in the NC and but only a few in most RC (CLM, Extremadura and Valencia regions). Therefore, the implication for insect conservation is more severe. The absence or low presence of insects in the different regional catalogues can be partially explained, as we said before, because of the scarce knowledge in general of this group compared with vertebrates (i.e. New 1999; Huijser et al. 2008; Valladares et al. 2011; Kambourova-Ivanova et al. 2012). However, the lack of interest in the EISs over insects does not correspond always with the scientific information about insects in Spain. It is true that government funds go mainly to vertebrate species, and therefore the number of studies published about their conservation is greater for vertebrates. However, there is an extensive literature about insect abundance and diversity in many of the areas where the EIA projects were done (i.e. García 1993; Navarro 2000; Viejo 2000; Expósito 2005; Romera et al. 2005; Cifuentes et al. 2007; De la Puente et al. 2008; De la Puente and Viejo 2010; Hermosilla et al. 2010; González et al. 2011; Berzosa 2012).

Planners and the Spanish government seem to be working on this problem and at the moment the current national threatened species catalogue in Spain include some insect species (NC 2011). We agree with different opinions like Viejo and Sanchez-Cumplido (1995), that the mere inclusion of an arthropod in a list of protected species, regardless of any other measure, is ineffective although is an important start. The growing concern of the Spain Government to apply different mitigation measures in the planning phase, implementation and even linear infrastructures' operation phases (MMA 2006; MMARM 2008; 2010a; 2010b) has focused in vertebrates, but with a little or no mention to preventive or mitigation measures on insects. This coincides with our data, that the EISs and UEAs project, rarely use the information contained in these procedures in later phases, such as the Environmental Monitoring Planning and its absence affects

the proper use of environmental protection criteria to determine significant adverse impact on insects.

CONCLUSIONS

If we want to reduce the impact of roads in the groups that represent most biological diversity, we need to information based on scientific knowledge capable of incorporating the information of the most hyper-diverse groups. And we need that this information was homogeneous. Atlases, red books and databases should be important and dynamic tools to assist the Environmental Assessment process; it is necessary promoting the compilation of scattered distributional information available in bibliographical sources and natural history collections, but also by facilitating the continuous update of information on the distribution (real and potential) and conservation status of invertebrate species. Governments may wish to facilitate the creation of accessible national data banks containing species distribution data for a wider range of taxa (Knegtering et al. 2005), to provide more tools for enhancing the effective and efficient evaluation of possible project impacts on species diversity in general, rather than focusing on the most preferred species.

With this information, we suggest that ecological assessments should be carried out earlier in the planning and design of new roads, thereby permitting more thorough assessments to be made. And we suggest that more emphasis be placed on establishing monitoring programs for future EISs, particularly for insects.

ACKNOWLEDGEMENTS:

I want to thank Manuel Oñate Parejo support in the development of this study, allowing me to work under him in the Environmental Protection Service in the Department of the Environment of the Junta de Andalucía in Spain, and its revisions considered appropriate to end of this article.

REFERENCES

- Andrén H (1994) Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportion of suitable habitat: a review. *Oikos*71:355-366.
- Atkinson SF, Bhatia S, Schoolmaster FA, Waller WT (2000) Treatment of biodiversity impacts in a sample of US environmental impact statements. *Impact Assessment and Project Appraisal*. doi: 10.3152/147154600781767349
- Bayardo J (2008) Caracterización de reptiles y percepción local hacia las serpientes en fincas ganaderas de la subcuenca del Río Copán, Honduras. Thesis. In: <http://www.sidalc.net/repdoc/a2574e/a2574e.pdf>. Accesed 15 april 2013.
- Berzosa J (2012) Presencia de dos géneros africanos en España, con la descripción de dos nuevas especies (Insecta: Thysanoptera: Thripidae). *Bol. R.Soc.Española de Historia Natural. Sección Biología* 106.
- Bleher B, Uster D, Bergsdorf T (2006) Assessment of threat status and management effectiveness in Kakamega Forest, Kenya. *Biodiversity and Conservation* 2: 99-117
- Byron HJ, Treweek JR, Sheate WR, Thompson S (2000) Road developments in the U.K: an analysis of ecological assessment in Environmental Impact Statements

produced between 1993 and 1997. *Journal of Environmental Planning and Management* 43:71-97. doi: 10.1080/09640560010775.

Cardoso P, Borges PAV, Triantis KA, Ferrández MA, Martín JL (2011) Adapting the IUCN Red List criteria for invertebrates. *Biological Conservation*. doi:10.1016/j.biocon.2011.06.020

Ceballos G, Ehrlich PR (2006) Global mammal distributions, biodiversity hotspots, and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103: 19374– 19379.

Cifuentes J, Fernández J, Romera L, Alcobendas M, Viejo JL (2007) Los Noctuidae de Madrid (España): Subfamilias Acronictinae, Raphiinae, Bryophilinae, Heliethinae, Stiriinae, Dilobinae y Cuculliinae (Lepidoptera: Noctuidae). SHILAP (Sociedad Hispano-Luso-Americana de Lepidopterología). *Revista de Lepidopterología*, 35.137: 5-21.

De la Puente D, Viejo JL (2010) Estrategias de conservación en una reserva de mariposas ¿Qué deberíamos hacer? XIV Congreso Ibérico de Entomología. Libro de Resúmenes. p.46.

De la Puente D, Ochoa CR, Viejo JL (2008) Mortalidad de mariposas (Lepidoptera, Papilionoidea) por atropello en la Reserva Natural Española “El Regajal-Mar de Ontígola” (Aranjuez, España). XVII Bienal de la Real Sociedad Española de Historia Natural. Actas: encuentro entre los naturalistas a las orillas del Atlántico: interrelaciones e influencias (México-España): Puerto Morelos, Quintana Roo 1 a 6 de julio de 2007. pp 137-152.

Europarc-España (2010) Anuario EUROPARC-España del estado de los espacios naturales protegidos 2009.

Expósito A (2005) Una nueva especie del Género *Kuchleria* Hausmann, 1995 en España (Lepidoptera: Geometridae). SHILAP (Sociedad Hispano-Luso-Americana de Lepidopterología). *Revista de Lepidopterología* 33.132: 437-440.

Ferrero-García JJ (2011) El primer catálogo español de especies protegidas (1896): análisis de su contenido y autoría de Graells. *Graellsia* 67:103-107. doi:10.3989/graellsia.2011.v67.035

Fox R, Warren MS, Brereton TM, Roy DB, Robinson A (2011) A new Red List of British butterflies. *Insect Conservation and Diversity* 4(3): 159–172. doi: 10.1111/j.1752-4598.2010.00117.x

García F (1993) Variables ambientales del espacio natural “El Regajal-Mar de Ontígola”. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Publicas - CEDEX, Madrid (Spain). Centro de Estudios de Tecnicas Aplicadas. pp 216.

Geneletti D (2002) Ecological evaluation for environmental impact assessment. Utrecht7 Netherlands Geographical Studies.

Geneletti D (2006) Some common shortcomings in the treatment of impacts of linear infrastructures on natural hábitat. *Environmental Impact Assessment Review* 26:257-267.

Glasson J (1994) Life after the decision: the importance of monitoring in EIA. *Built Environment* 20(4): 309–320.

Glasson J. (1995) Environmental impact assessment: the next steps? *Built Environ* 20(4):277–9.

Glasson J, Therivel R, Chadwick A (2013) Introduction to environmental impact assessment. Routledge.

Gontier M, Balfors B, Mörtberg U (2006) Biodiversity in environmental assessment-current practice and tools for prediction. *Environmental Impact Assessment Review* 26: 268– 286

González J, Gómez C, Viejo JL (2011) Mariposas de la reserva natural el Regajal-Mar de Ontígola. *Foresta* 52: 294-303.

Hermosilla AB, Redondo MM, Cernuda JM (2010) La Reserva Natural El Regajal-Mar de Ontígola (Madrid, España). Valoración de su avifauna. *Biografía: una ciencia para la conservación del medio*. VI Congreso Español de Biogeografía, Alicante. pp 253-263.

Hernández-Manrique OLH, Catherine N, Jose R (2012) Current protected sites do not allow the representation of endangered invertebrates: the Spanish case. *Insect Conservation and Diversity* 5: 414-421. doi: 10.1111/j.1752-4598.2011.00175.x

Hoffman S, Shepard M, Mackey M (2001) Endangered Invertebrates: the case for greater attention to invertebrate conservation. *Endangered Species UPDATE* 18: 42-50

Hosmer DW, Lemeshow S (1989) *Applied Logistic Regression*, John Wiley, New York.

Huijser MP, McGowen P, Fuller J, Hardy A, Kociolek A, Clevenger AP, Smith D, Ament R (2008) *Wildlife-Vehicle Collision Reduction Study: Report to Congress*. (No. FHWA-HRT-08-034)

IAIA (2005). International Association for Impact Assessment. Biodiversity in Impact Assessment. 3. <http://www.iaia.org/publicdocuments/special-publications/SP3%20Spanish.pdf>

Iuell B, Bekker GJ, Cuperus R, Dufek J, Fry G, Hicks C, Hlavac V, Keller VB, Rosell C, Sangwine T, Torslov N, Wandall B, le Maire (2003) Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions. European Cooperation in the Field of Scientific and Technical Research, Brussels.

Kambourova-Ivanova N, Koshev Y, Popgeorgiev G, Ragyov D, Pavlova M, Mollov I, Nedialkov N (2012) Effect of Traffic on Mortality of Amphibians, Reptiles, Birds and Mammals on Two Types of Roads Between Pazardzhik and Plovdiv Region (Bulgaria) –Preliminari Results. *Acta Zoologica Bulgarica* 64(1): 57-67.

Kellert SR (1980) American attitudes toward and knowledge of animals: an update. *International Journal for Studies in Animal Problems* 1: 87–119.

Keller I, Largiader CR (2003) Recent habitat fragmentation caused by major roads leads to reduction of gene flow and loss of genetic variability in ground beetles. *Proc R Soc Lond B* 270: 417-423. doi:10.1098/rspb.2002.2247

Knegtering E, Van Der Windt HJ, Schoot AJM (2000) Trends in the legal status of indigenous species. *Environmental Conservation* 27(04):404-413. doi:10.1017/S037689290000045X

Knegtering E, Hendrickx L, Van Der Windt HJ, Schoot Uiterkamp AJM (2002) Effects of species_ characteristics on nongovernmental organizations_ attitudes toward species conservation policy. *Environment and Behavior* 34:378–400.

Knegtering E, Marijke J, Geertsema P, Huitema H, Schoot AJM (2005) Use of Animal Species Data in Environmental Impact Assessment. *Environmental Management* 36(6):862-871. doi:10.1007/s00267-004-2818-3

Kolhoff A (2000) Biodiversity in EIA An overview and assessment of the present situation and recommendations for integration. Paper submitted to the 20th conference event of the International Association for Impact Assessment, Hong Kong.

Lamoreux, J, Akcakaya HR, Bennun L, Collar NJ, Boitani, L, Brackett D, Brautigam A, Brooks TM, Fonseca GAB, Mittermeier RA (2003) Value of the IUCN Red List. *Trends in Ecology and Evolution* 18:214–215.

Mace GM, Collar NJ, Gaston KJ, Hilton-Taylor C, Akcakaya HR, Leader-Williams, N, Milner-Gulland EJ, Stuart SN (2008) Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation Biology* 22:1424–1442.

Martin-López B, Montes C, Ramírez L, Benayas J (2009) What drives policy decision-making related to species conservation? *Biol Conserv* 142: 1370-1380

Martín-López B, Martín-Forés I, González JA, Montes C (2011) La conservación de biodiversidad en España: atención científica, construcción social e interés político. *Ecosistemas* 20(1): 103-113

Martínez JA, Martínez JE, Zuberogoitia I, García JT, Carbonell R, De Lucas M, Díaz M (2003b) Problemas de ejecución de los estudios y evaluaciones de impacto ambiental sobre las aves. *Ardeola* 50(2): 301-306.

Metrick A, Weitzman ML (1998) Conflicts and choices in biodiversity preservation. *Journal of Economic Perspectives* 12(3): 21–34.

MMA -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 hábitats causadas por infraestructuras de transporte, número 1.O.A. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. 108 pp. Madrid. Publishing in web: <http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/conectividad-ecologica-en-el-territorio/fragmentacion/default.aspx>. Accessed 05 may 2012

MMARM -Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino- (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 hábitats causada por infraestructuras de transportes, número 2. O.A. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 138 pp. Madrid. Publishing in web: <http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/conectividad-ecologica-en-el-territorio/fragmentacion/default.aspx>. Accessed 05 may 2012

MMARM -Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino- (2010a) Prescripciones técnicas para la reducción de la fragmentación de hábitats en las fases de planificación y trazado. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transportes, número 3.O.A. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 145 pp. Madrid. En internet: <http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/conectividad-ecologica-en-el-territorio/fragmentacion/default.aspx>. Accessed 05 may 2012

MMARM -Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino- (2010b). Indicadores de fragmentación de hábitats causada por infraestructuras lineales de transporte. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por

infraestructuras de transportes, número 4.O.A. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 133 pp. Madrid. Publishing in web: <http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/conectividad-ecologica-en-el-territorio/fragmentacion/default.aspx>. Accessed 05 may 2012

MAGRAMA. (2013). Desfragmentación de hábitats. Orientaciones para reducir los efectos de las carreteras y ferrocarriles en funcionamiento. Número 5. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid, 159 pp.

Morrison-Saunders A, Bailey J (2003) Practitioner Perspectives on the Role of Science in Environmental Impact Assessment. *Environmental Management* 31.6:683-695. doi: 10.1007/s00267-003-2709-z

Navarro A (2000) Los espacios naturales protegidos de la Comunidad de Madrid (entre la ecología y la economía). *Anales de geografía de la Universidad Complutense* 20: 465-477.

New TR (1999) Untangling the web: spider and the challenges of invertebrate conservation. *Journal of Insect Conservation* 3: 251-256. doi:10.1023/A:1009697104759

Niemelä J (2001). Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and hábitat fragmentation: a review. *Eur J Entomol* 98: 127-132.

Off J (1985) Official Journal of the European Communities. Council Directive 1985/337/EEC of 27 June 1985 on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment. L175. [05/07/1985].

- Off J (1997) Official Journal of the European Communities. Council Directive 97/11/EC of 3 March 1997, amending Directive 85/337/EEC on the assessment of effects of certain public and private projects on the environment. L 073.[14/03/1997].
- Ramos MA, Lobo JM, Esteban M (2001) Ten years inventorying the Iberian Fauna: results and perspectives. *Biodiversity and Conservation*. 10:19-28.
- Read JL (1994) A retrospective view of the quality of the fauna component of the Olympic Dam Project Environmental Impact Statement. *Journal of Environmental Management* 41: 167–185.
- Rodrigues ASL, Pilgrim JD, Lamoreux JF, HoffmannM, Brooks TM (2006) The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 21, 71–76.
- Romera L, Cifuentes J, Viejo JL (2005) Catálogo provisional de los Geometridae de Aranjuez (Madrid, España) (Insecta: Lepidoptera).SHILAP (Sociedad Hispano-Luso-Americana de Lepidopterología). *Revista de Lepidopterología* 33.130: 173-195.
- Samarakoon M, Rowan JS (2008) A Critical Review of Environmental Impact Statements in Sri Lanka with Particular Reference to Ecological Impact Assessment. *Environmental Management* 41: 441-460. doi:10.1007/s00267-007-9039-5
- Schultz W (1987) Attitudes towards birds and other wildlife in West Germany and America. In: *The Value of Birds*, ed. A.W. Diamond and F.L. Filion, pp. 23–29. Cambridge, UK: ICBP Technical Publication No. 6.
- Seibert HC, Conover JH (1991) Mortality of vertebrates and invertebrates on an Athens County, Ohio, highway. *Ohio Journal of Science* 91: 163-166.

Seiler A (2001) Ecological effects of roads. A review. Department of Conservation Biology. SLU, Uppsala.

Suárez F, Traba J, Morales MB, Arrieta S, Herranz J, Oñate JJ (2003) Aves y evaluación de impacto ambiental: ¿Estamos identificando el problema correctamente? *Ardeola* 50(2): 295-300.

Tamayo P (2007) Análisis Faunístico en Estudios de Impacto Ambiental en el periodo de 1988 a 2003. ¿Abordados con seriedad o son mero trámite?. IV Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental (IV CONEIA).

Tamayo P, Pascual F, González A (2014) A review of mitigation measures of roads in insects. *Biodiversity and Conservation*.

Thompson S, Treweek JR, Thurling DJ (1997) The ecological component of Environmental Impact Assessment: a critical review of British Environmental Statements. *Journal of Environmental Planning and Management* 40:157-171. doi:10.1080/09640569712164

Treweek JR, Thompson S, Veitch N, Japp C (1993) Ecological assessment of proposed road developments: a review of Environmental Statements. *Journal of Environmental Planning and Management* 36:295-307. doi:10.1080/09640569308711948

Treweek J (2002) Integrating biodiversity with national Environmental Assessment processes: a review of experiences and methods. Report for the UNDP-UNEP-GEF Biodiversity Planning Support Programme, UNEP, Nairobi.

Valladares F, Balaguer L, Mola I, Escudero A, Alfaya V eds. (2011) Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para

soluciones técnicas. Fundación Biodiversidad, Madrid, España. Fundación Biodiversidad 2011.

Viejo JL, Sanchez-Cumplido C (1995) Normas legales que protegen a los artrópodos en España. Boln Asoc Esp Ent 19: 175-189.

Viejo JL (2000) Sesiones científicas de primavera: El Regajal-Mar de Ontígola (Aranjuez, Madrid): problemas ambientales de una reserva natural. Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural. Actas 97: 25-34.

Villatoya A, Puig J (2010) Ecological compensation and Environmental Impact Assessment in Spain. Environmental Impact Assessment Review 30: 357–362

APPENDIX

Appendix 1: Specific mention wildlife, in the Environmental Impact Statements (EIS) analyzed.

Scientific Name	Number of files Environmental Impact Statement which mentions the species.	Location of performance in Protected Natural Area
<i>Accipiter gentilis</i>	4	4
<i>Accipiter nisus</i>	3	0
<i>Aegypius monachus</i>	8	6
<i>Apus apus</i>	1	1
<i>Aquila adalberti</i>	10	8
<i>Aquila chrysaetos</i>	4	3
<i>Aquila fasciata</i>	11	6
<i>Ardea purpurea</i>	1	1
<i>Aythya nyroca</i>	1	1
<i>Becanetes githagineus</i>	1	1
<i>Botaurus stellaris</i>	1	1
<i>Bubo bubo</i>	2	1
<i>Bulbuc ibis</i>	1	0
<i>Burhinus oedicephalus</i>	2	1
<i>Chersophilus duponti</i>	2	2
<i>Chlidonias hybridus</i>	1	1
<i>Chlidonias niger</i>	1	1
<i>Ciconia ciconia</i>	5	3
<i>Ciconia nigra</i>	6	6
<i>Circaetus gallicus</i>	1	0
<i>Circus aeruginosus</i>	4	1
<i>Circus cyaneus</i>	5	2
<i>Circus pygargus</i>	11	6
<i>Columba livia</i>	1	0
<i>Elanus caeruleus</i>	1	1
<i>Erithacus rubecula</i>	1	0
<i>Falco naumanni</i>	12	6
<i>Falco peregrinus</i>	10	4
<i>Falco subbuteo</i>	1	0
<i>Falco tinnunculus</i>	2	0
<i>Fulica cristata</i>	1	1
<i>Grus grus</i>	3	2
<i>Gypaetus barbaetus</i>	2	0
<i>Gyps fulvus</i>	5	2
<i>Hieraetus pennatus</i>	2	1
<i>Himantopus himantopus</i>	2	1
<i>Lanius senator</i>	1	1
<i>Marmaronetta angustirostris</i>	1	1
<i>Milvus migrans</i>	3	3
<i>Milvus milvus</i>	3	2
<i>Motacilla alba</i>	1	0
<i>Neophron percnopterus</i>	5	3
<i>Nycticorax nycticorax</i>	2	1
<i>Otis tarda</i>	16	11
<i>Oxyera leucocephala</i>	1	1
<i>Pandion haliaetus</i>	1	1
<i>Pernis apivorus</i>	2	0
<i>Podiceps nigricollis</i>	1	1
<i>Pterocles alchata</i>	1	1
<i>Pterocles orientalis</i>	7	5
<i>Pyrhocoerax pyrhocoerax</i>	1	1
<i>Riparia riparia</i>	1	0
<i>Rissa tridactyla</i>	1	0
<i>Tetrax tetrax</i>	12	10
<i>Turnix sylvatica sylvatica</i>	1	1
<i>Upupa epops</i>	1	0

Environmental impact statements and insects

Scientific Name	Number of files Environmental Impact Statement which mentions the species.	Location of performance in Protected Natural Area
<i>Ameles obstetricans</i>	1	0
<i>Bufo calamita</i>	1	0
<i>Bufo mauritanicus</i>	1	0
<i>Discoglossus pictus</i>	1	0
<i>Pelobates cultripas</i>	1	0
<i>Rana saharica</i>	1	0
<i>Chamaeleo chamaeleon</i>	3	2
<i>Coluber hippocrepis</i>	1	0
<i>Emys orbicularis</i>	1	1
<i>Mauremys leprosa</i>	2	2
<i>Podarcis hispanica</i>	2	0
<i>Podarcis vaucheri</i>	1	0
<i>Psammotrochus algericus</i>	1	0
<i>Tarentola mauritanica</i>	1	0
<i>Testudo graeca</i>	3	3
<i>Testudo hermanni</i>	1	1
<i>Bleinius fluviatilis</i>	1	1
<i>Cyprinodon iberus</i>	2	1
<i>Rutilus arcasii</i>	1	0
<i>Salmo trutta valencia hispanica</i>	2	1
<i>Salmo trutta hispanica</i>	2	2
<i>Ateleuxis algericus</i>	1	0
<i>Canis lupus</i>	6	3
<i>Capra pyrenaica</i>	1	0
<i>Capreolus capreolus</i>	6	3
<i>Cervus elaphus</i>	3	2
<i>Felis silvestris</i>	1	0
<i>Galemys pyrenaicus</i>	3	1
<i>Genetta genetta</i>	1	1
<i>Lutra lutra</i>	13	5
<i>Lynx pardinus</i>	6	3
<i>Mustela erminea</i>	1	0
<i>Mustela lutreola</i>	2	1
<i>Mustela putorius</i>	1	0
<i>Myotis punicus</i>	1	0
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	2	0
<i>Rhinolophus euryale</i>	1	0
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	1	0
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	1	0
<i>Sus scrofa</i>	12	8
<i>Vulpes vulpes</i>	2	1
<i>Austroptarmis pallipes neoaesus velascoi</i> (Graells, 1946)	1	1

Capítulo 2

Scientific Name	Number of files Environmental Impact Statement which mentions the species.	Location of performance in Protected Natural Area
<i>Carterocephalus palaemon</i> (Pallas, 1771)	1	1
<i>Clepsis laetitiae</i> (Soria, 1997)	1	1
<i>Coenagnon mercuriale</i> (Charpentier, 1840)	2	2
<i>Coscina romei</i> (Sagarra, 1924)	1	1
<i>Duvalius berthae</i> (Jeannel, 1910)	1	0
<i>Euchloe belemia</i> (Esper, 1800)	1	1
<i>Euchloe tagis castellana</i> (Verity, 1911)	1	1
<i>Euphydryas aurinia</i> (Rottemburg, 1775)	1	1
<i>Euphydryas desfontainii</i> (Godart, 1819)	1	1
<i>Gegeneis nostradamus</i> (Fabricius, 1793)	1	1
<i>Geopselaphus catalaunicus</i>	1	1
<i>Glaucopsyche melanops arcasi</i> (Agenjo, 1967)	1	1
<i>Gomphus graslinii</i> (Rambur, 1842)	1	1
<i>Iolana iolas</i> (Ochsenheimer, 1816)	2	1
<i>Lucanus cervus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1
<i>Macromia splendens</i> (Pictet, 1843)	1	1
<i>Oxygastra curtisii</i> (Dale, 1834)	2	1
<i>Plebejus pylaon</i> (Fischer-Waldheim, 1824)	1	1
<i>Pseudophilotes abencerragus mattonica</i> (Gomez Bustillo, 1982)	1	1
<i>Saturnia pyri</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	1	1
<i>Sternocoelis dufovi</i>	1	1
<i>Troglodytes rynchus bonnetomi</i>	1	1
<i>Zerynthia rumina</i> (Linnaeus, 1758)	1	1

Appendix 2: Fauna found in the Unified Environmental Authorization (UEA) analyzed.

Scientific Name	Common Name	Number of records that mention UEAs.	Location of performance in Protected Natural Area
<i>Charadrius dubius</i> (Scopoli, 1786)	Little Ringed Plover	1	0
<i>Circus pygargus</i> (Linnaeus, 1758).	Montagu's Harriers	2	0
<i>Merops apiaster</i> (Linnaeus, 1758)	European Bee-eater	1	0
<i>Milvus migrans</i> (Boddaert, 1783)	Black Kite	1	0
<i>Falco naumanni</i> (Fleischer, 1818)	Lesser Kestrel	3	0
<i>Hieraetus fasciatus</i> (Vieillot, 1882)	Bonelli's Eagle	5	0
<i>Buteo buteo</i> (Linnaeus, 1758)	Common buzzard	4	1
<i>Aquila chrysaetos</i> (Linnaeus, 1758)	Golden eagles	2	0
<i>Ciconia nigra</i> (Linnaeus, 1758)	Black Storks	3	1
<i>Milvus milvus</i> (Linnaeus, 1758)	Red Kite	2	1
<i>Alytes dickhilleni</i> (Arntzen y Garcia-París, 1995)	Betic midwife toad	2	1
<i>Discoglossus galganoi</i> (Capula, Nascetti, Lanza, Bullini & Crespo, 1985)	Painted Frog	4	2
<i>Testudo graeca</i> (Linnaeus, 1758)	Greek tortoise	4	0
<i>Macroprotodon brevis</i> (Günther, 1862)	Snake Cowl	2	0
<i>Natrix natrix</i> (Linnaeus, 1758)	Grass Snake	2	0
<i>Atelerix algirus</i> (Lereboullet, 1842).	North African Hedgehog	2	0

CAPÍTULO 3

Using of insect species distribution models for roads design

Pilar Tamayo Muñoz, Blas Benito de Pando, Adela González Megías

ABSTRACT

Obtaining reliable biological information about the faunal variation of a group of organism in an area is often difficult, because their records are generally scarce. So that during long time the consideration of insects, and even protected species, in studies and environmental impact statements has been little or no are considered. Species distribution modelling is increasingly used to address numerous questions in conservation biology, ecology and evolution and is widely used to predict the occurrence of species at locations where survey data are lacking, as is the case of the most of the insect's species. Our aim with this document is present SDM to management and consulting firms a quick and effective way to detect the areas through which the road as it runs, could affect some species of insects protected by law. And when the areas of potential distribution were located, the expert knowledge could be an efficient source of information to choose the most favourable places to realize the preventive measures, as sampling of current populations. Thereby, we could propose corrects mitigation measures.

Keywords:

INTRODUCTION

Estimate the faunal variation of a group of organisms in an area requires use information available on the distribution of species. Although sometimes regionalization have been based on expert judgment (Hortal et al. 2003), the most relevant is to use faunal data from different territorial units, once estimated reliability, using different classifications for statistical analysis techniques multivariate. However, obtaining reliable biological information is often difficult. Because so far has been very difficult because their records are generally scarce (Dunn 2005) and have an irregular distribution, presenting the data biased space and time (Haila and Margules 1996; Dennis and Hardy 1999; Lobo and Martín-Piera 2002; Hassall 2012).

This has provoke that during long time the consideration of insects, and even protected species, in studies and environmental impact statements has been little or no are considered (Tamayo 2007; Chapter 2 Thesis). In developing environmental impact studies, multicriteria techniques are used, defined as a set of techniques designed to assist in decision-making processes (Barredo 1996). Normally this technique relies on the activity to be evaluated, is defined by a set of values or variables that can influence-negative-on the environment positively or so should be inventoried and classified previously (García et al. 2004). In these studies, when it comes to studies of wildlife in general and insects in particular, the taxonomic and faunal information from different species, including reference to the protected species is scarce (Tamayo 2007; Chapter 2 Thesis), dispersed in many literature sources and heterogeneous (Hortal and Lobo 2002). The reason can be the expensive cost of the intensive field survey and cannot be afforded (Skidmore and Turner 1992; James et al. 2001).

The impacts of linear infrastructures on fauna in general (Underhill 2002; Coffin 2007) and insects in particular (Tamayo et al. 2014) is clear. The detection of impacts of roads on insects can be effective if predictive models, which would increase the chances of estimating the value of different attributes related to biodiversity in poorly known areas (Hortal and Lobo 2002), are produced. To model a series of descriptors able to adequately reproduce the variable under study (Pickett et al. 2004) would be selected. We currently to evaluate the impacts need knowledge of the actual distribution, but especially potential of the species. For this, Species Distribution Models (SDMs) use recorded species presence and the conditions associated with those records to infer unrecorded presence where conditions are similar (Elith and Leathwick 2009).

Species distribution modelling is increasingly used to address numerous questions in conservation biology, ecology and evolution (Guisan and Thuiller 2005). Is widely used to predict the occurrence of species at locations where survey data are lacking (Guisan and Thuiller 2005), as is the case of the most of the insect's species. These models are using to test biogeographical, ecological and evolutionary hypotheses (Graham et al. 2004), to predict species' invasion and proliferation (Peterson and Vieglais 2001), to assess the impact of climate, land use and other environmental changes on species distributions (Thuiller et al. 2005), to conservation planning (Ferrier et al. 2002; Lehman and Overton 2002), in landscape ecology (Fleishman et al. 2001; Luoto et al. 2002; Lawler et al. 2004; Waldhardt et al. 2004) to improve surveys for rare species by identifying sites where the probability of occurrence is high (Engler et al. 2004; Heikkinen et al. 2007) and to support conservation planning and reserve selection (Marini et al. 2009).

We need apply these techniques to supplementing the data existing distributional data by predicting regions and particular species that may be under-recorded (Hassall 2012).

So we pretended highlighting the potential problem. And these models also indicate how best to solve it along with providing testable predictions for species presence in rarely surveyed regions (Hassall 2012). From Predictive Distribution Models (PDM), we can make risk maps that can support the work of identifying threats and conservation of species of interest (Benito and Peñas 2007). Range maps provide important information in species conservation management, especially in the case of rare species of conservation interest (Marcer et al. 2013). This is because the data of these kinds of species is often scarce and can be difficult to acquire (Ferrier et al. 2002; Rubino and Hess 2003). For the vast majority of cases, this information can only be estimated by means of species distribution modelling. When absence data is unavailable, modelled distribution potential maps represent the spatial variation of the degree of suitability for the species rather than their realised distribution (Marcer et al. 2013). As Niamir et al. (2011) noted, to generate a reliable fine-resolution distribution map, the gap between the available coarse resolution species occurrence data sets and the desired resolution has to be bridged (Hobbs 2003).

In this work we think that before act in road is necessary realize the scenario analysis coupled with return-on-investment thinking may lead to more efficient conservation investments (Carvalho et al. 2011). As Marcer et al. (2013) noted, although discerning potentially suitable areas for a given species is an important asset in conservation, it is necessary to estimate current distributions in order to preserve current populations.

Our aim with this document present SDM to management and consulting firms a quick and effective way to detect the areas through which the road as it runs, could affect some species of insects protected by law. And when the areas of potential distribution were located, the expert knowledge could be an efficient source of information (Murray et al. 2009) to choose the most favourable places to realize the preventive measures, as

sampling of current populations. Thereby, we could propose corrects mitigation measures.

METHODOLOGY

Model

Study area and insect species

We modelled the potential distribution of insect species at European spatial scale. Although our main goal were to give the potential distribution models for Spain, we also include records of species occurrence in Europe to reduce the risk of not representing some potential areas of distribution of species that could occur in our country (Sánchez-Fernández et al. 2011).

To generate the distribution models, we obtained species records from the databases: GBIF (Global Biodiversity Information Facility, <http://www.gbif.es/>), Ministry of Agriculture Food and Environment (<http://www.magrama.gob.es/es/>), Government of Andalusia (<http://www.juntadeandalucia.es/environment/site/portalweb/>), Asturnatura (<http://www.asturnatura.com/>) and Biodiversity Database of Cataluña (<http://biodiver.bio.ub.es/biocat/>). Additionally, we checked specific literature that included information of the species distribution (see references). We reviewed the data to eliminate ambiguous or duplicate records. Distribution records resolution range from grid squares of 1.000 m, 5.000 m, 10.000 m and 20.000 m.

To develop this study, we used the insect species included in the National Catalogue of Endangered Species of Spain (BOE 46 2011; BOE 18 2012). We selected those species presence in Andalusia province and with 10 or more presence records in the study area (Table 1). Fewer records do not provide with confident data for species modelling

(Stockwell and Peterson 2002; Chefaoui et al. 2011). Although the new term to denominate *Graellsia isabellae* is *Anias isabellae*, in this document we will use the name that appears in the legislation, *Graellsia isabellae*.

Selection of environmental variables

To calculate the distribution models we used climate (19 variables), topographic (4 variables), solar radiation (8 variables), and land cover (7 variables). Climate variables were obtained from the database Global ClimateWorldClim - Data- (<http://www.worldclim.org/>; Hijmans et al. 2005). Topographic variables derived from SRTM elevation model (USGS 2004), available at URL: <http://www.glcg.umd.edu/data/srtm>. Solar radiation variables were calculated using the module r.sun (Suri and Hofierka 2004) in GRASS GIS (GRASS Development Team, 2011). Land cover variables (including vegetation index) were obtained from Blue Marble Project (Stöckli et al. 2005) and "MODIS Vegetation Continuous Fields" (Hansen et al. 2003, 2006 in <http://www.glcg.umd.edu/data/vcf/>). Finally we also use the variable "human footprint" (Sanderson et al. 2002).

A dendrogram was used to select among the environmental variables (Appendix 1). We define a threshold of 0.5 to select the set of variables poorly correlated. Subsequently, to check for variables that were linear combination of the other, we apply "VIF" (Variance inflation factor) using the R package BookSeller R HH (Heiberger 2012). A value of VIF greater than 5 assumes linearity between variables. The total number of environmental variables selected to perform the models was 11: cli_bio12, cli_bio15, cli_bio6, cli_bio8, landcover_ndvi_maximum, landcover_ndvi_minimum, landcover_veg_herb, landcover_veg_tree, sun_hours_average, sun_hours_range,

topo_diversity (see Appendix 2 for a detail description). Environmental variables were included in the analysis at the same resolutions than the presence points for each insect species (see below).

Species distribution model

We conducted an initial treatment for the presence data disaggregation, imposing a minimum distance between consecutive points, to compensate for sampling biases. Uncertainty about what ecological conditions in which the species lives at each point increases depending on how lower is the resolution (higher in those with resolution 1000 m than those with 20000 m). So we weighted each of the points according to their resolution, associating a higher weight to points with higher resolution, obtaining relative weights for each of the resolutions (1.000 m -20 , 5.000 m -4 , 10.000 m -2 ; 20.000 m -1).

Models used

We simulated the distribution of the 14 threatened insect species and their hotspots using Grass and Quantum GIS as implemented for R software (R Development Core Team 2008). The following two techniques based on binomial data were used in modelling analyses: generalised linear models (GLM, Austin and Cunningham 1981; McCullagh and Nelder 1989) and generalised additive models (GAM, Hastie and Tibshirani 1990; Yee and Mitchell 1991). The analytical strategy that has been followed in this work has been to construct generalized additive models (taking advantage of its greater flexibility) and to approximate later with generalized linear models (taking

advantage of its ease of implementation). Heikkinen et al. (2007) noted that to target species with different scales GAM and GLM performed well and did not appear to overfit.

Benito and Peñas (2007) note that when developing studies of rare or threatened, there are usually not normally absences, it would be important to work with modelling methods based on presence -only algorithms. Whereas we have data at different resolutions are weighted, we need one or more algorithms, which will introduce "weights" as input.

Our records included species presences but to calibrate the models is necessary to have absence data. All with the aim of working with discriminant -required technical data and presence - absence, but some models generate their own absences, or "background" (Barber-Massin et al. 2012). In both cases the functions used in R, GLM or GAM with binomial family and weights, the weights are not related to the concept of uncertainty due to the resolution that is designed to handle. GLM and GAM were used because they have presence data for different resolutions and both models can be set in R with binomial error family, which would be the idea of presence records and "background" (Barber-Massin et al. 2012). Phillips et al. (2009) concluded that the choice of background data is as important as the choice of modelling method when modelling species distributions using presence-only data.

We assessed the discrimination ability of the predictive models with the statistical AUC (Area Under Curve). The AUC provides a single measure of model performance (Fielding and Bell 1997) by giving the probability that the model correctly ranks a random presence site vs. a random absent site (Phillips et al. 2009). Namely, AUC measures the probability of correctly ordering two grids drawn at random, with each

other with presence and absence of the species, so that the grid with presence has a probability value predicted by the model larger than the grid with no presence (Seoane 2005). According to Hosmer and Lemeshow (2000) a model with an AUC of P between 0.7 - 0.8 is acceptable, a model with an AUC of P between 0.8 - 0.9 is excellent, and a model with an AUC of $P > 0.9$ is outstanding and indicates perfect discrimination. In short, AUC measures the fit of the model to the input data and usually varies in the range 0.5 (random) to 1.0 (perfect fit) (Rebello and Jones 2010). Not to forget, that this statistic is calculated for the data itself that builds the model, which provides a setting value to that data but should not be interpreted as a measure of quality of the model (Lobo et al. 2008; Golicher et al. 2012).

A final evaluation of the models is done through its interpretation and criticism, based on knowledge of the natural history of insects and experience with the target species in the study areas (Seoane 2005).

GLM and GAM models use different ways to measure variable importance, and both require the standardization of the regression coefficients to obtain comparable measures of effect. To evaluate variable importance using the same analytic framework for both modelling methods we selected Random Forest (R library 'randomForest', Liaw and Wiener 2002). Random Forest is an ensemble classifier based on decision trees designed to fit nonlinear surfaces from high-dimensional input data (Breiman 2001; Cutler et al. 2007). The algorithm uses 'bagging' (bootstrap aggregating) to generate subsets of cases (the out-of-bag cases, 40%, are used to evaluate tree performance) and predictors (4 predictors for each tree). Each subset is used to define a single regression tree with a minimum node size (100 in our case), and the process is repeated until the number of trees selected by the user is reached (500 by default). The final prediction for a single case is the mode vote for that case across all the trees of the Random Forest

algorithm. Random Forest measures variable importance in two ways. The first measure (%IncMSE) is computed from the out-of-bag following this rationale: for each tree, the prediction error on the out-of-bag data is computed with and without each predictor variable. The normalized difference between both measures is then averaged over all trees (Liaw and Wiener 2002). The second measure (IncNodePurity) is the total decrease of residual sum of squares when splitting a decision tree on the target variable averaged across all the Random Forest trees. For both measures, higher values indicate high variable importance.

In our case, to evaluate variable importance, we calibrated a Random Forest for each species distribution model against all the predictors, and two random variables (named 'random1' and 'random2') with values 0-1000 following a uniform distribution. The objective of the random variables was to define a clear threshold of variable importance. Any variable with less importance than any of both random variables would then not be more important than expected by chance. Considering the high resolution and wide geographical extension of our models (85*106 raster cells), and to focus the analysis on the higher presence probabilities, we resampled from each model a maximum of 50.000 cells with presence probability values higher than 0.5. Following this idea, a general Random Forest model in our analyses would look like the following one:

$$\text{model_Genus_species} \sim \text{var1} + \text{var2} + \dots + \text{varN} + \text{random1} + \text{random2}$$

The resulting models were processed with the 'importance' and 'varImpPlot' functions of the randomForest package to obtain a table and a plot for each model to assess variable importance.

Application of Models

Study area

The objectives of this study are to: 1) develop potential distribution maps of protected species chosen, updated data from known distribution, and 2) determine the possible influence of the location of linear structures in the distribution of these species by two different scenarios (Cadiz and Granada, located at south of Spain, one of them in the west and the other in the east, respectively) tracings using two roads (A-381 and A-7).

Our purpose is to use different models and synthesize data for application in infrastructure planning so that they can implement the legislation protecting species insects and with a commitment to conservation in altered places. With the realization of the models we were looking to get a map of potential distribution of each species, given that the species may not appear in locations that may be climatically favourable a priori (Gil and Lobo 2012). We have taken data from existing and future infrastructure, from the Strategic Infrastructure and Transport (PEIT 2005) in the Spanish territory. We superimposed the outline of two of the most emblematic linear infrastructure Andalusia, to the results obtained at 1:100.000 scale models.

This will seek to transfer the results of the potential distribution models two examples of roads, one of them in the operation phase (A-381 Jerez-Los Barrios, Cadiz province, under the name of ecological highway - <http://www.jerez-losbarrios.com/>- Figure 1) and one of them under construction (A-7 Mediterranean motorway, in the sections corresponding to the province of Granada –Figure 1-).

Figure 1: Location of two roads in south Spain.



Source: Road network structuring 2020. PEIT (2005)

In these two examples detect areas where the potential distribution of the species studied is more evident, even; the A-381 included in its project compensatory measures for the insects (GIASA 2002). We have chosen the A-381, it was considered in the preparation of environmental impact study was given enough weight to the environmental variable and thus the fauna, including insects. Infrastructure is 87.8 kilometres, divided into 8 sections of highway ranging from 6.5 kilometres to 17.8 kilometres, with average length of 10.97 km. In the case of the A-7 Mediterranean Highway, in the province of Granada, was chosen because it has a few flights in operation, others built but not in operation and others that did not complete its construction. The approximate total length, the latter, from the border with the province of Málaga to Almería limit is about 80 kilometres, divided into 11 sections, ranging in length from 2.35 to 14.84 km, with an average by stretch of 8.06 km.

Insect species selected for the application in the infrastructure project

We selected a sub-set of the above mention insect species (Table 1) based on two main requisite: 1) At least the species need to be present near one of the studied road, and 2) the AUC of the model/s is equal or bigger than 0.7. Indicating that the model is good enough to predict the potential distribution of the species.

Table 1: Species utilized in the study

Specie	Group
Apteromantis aptera (Fuente, 1894) Saga pedo (Pallas, 1771)	Ortoptera
Cerambyx cerdo (Linnaeus, 1758) Osmoderma eremita (Scopoli, 1763) Lucanus cervus (Linnaeus, 1758)	Coleoptera
Coenagrion mercuriale (Charpentier, 1840) Gomphus graslinii (Rambur, 1842) Lestes macrostigma (Eversmann, 1836) Oxygastra curtisii (Dale, 1834) Macromia splendens (Pictet, 1843)	Odonata
Euphydryas aurinia (Rottemburg, 1775) Graellsia isabellae (Graells, 1849) Parnassius apollo (Linnaeus, 1758) Maculinea arion (Linnaeus, 1758)	Lepidoptera

RESULTSModel validation

The 'bam' function of the 'mgcv' package was unable to fit reliable GAM models for seven out of fourteen species. Therefore we used the GLM models to represent the potential distribution of such set of species. The AUC statistic in GAM was >0.9 for 3 of the 8 models, and in GLM, AUC statistic was >0.9 for 4 of the 14 models (Table 2), indicating perfect discrimination ability (Table 2). In 1 of the 14 models, the AUC

statistic was >0.9 for both GLM and GAM (*Gomphus graslinii*). The AUC statistic in GLM was >0.8 - <0.9 for 2 of the 14 models, indicating excellent discrimination ability, and none for GAM. Additionally, AUC was >0.7 - <0.8 for 3 of the 8 GAM models, and 3 of the 14 models (Table 2), indicating an acceptable discrimination ability.

Table 2: Comparison of Area Under the Curve and Deviance Explained between GLM and GAM models of the species studied.

Specie	Presences	AUC-GAM	AUC-GLM	Explained Deviance GAM	Explained Deviance GLM	Potential distribution in A-381		Potential distribution in A-7	
						GAM	GLM	GAM	GLM
<i>Apteromantis aptera</i>	26	-	0.9624	-	0.8683	-		-	
<i>Cerambyx cerdo</i>	163	0.6958	0.6273	0.8728	0.556	Y	Y	Y	Y
<i>Coenagrion mercuriale</i>	478	0.9091	0.7994	0.902254	0.6713	N	N	Y	Y
<i>Euphydryas aurinia</i>	1891	0.6632	0.5666	0.7587	0.3972	N	N	N	N
<i>Gomphus graslinii</i>	18	0.9813	0.9455	0.99	0.8356	Y	Y	Y	Y
<i>Graellsia isabellae</i>	13	-	0.942	-	0.9112	-	N	-	N
<i>Lestes macrostigma</i>	22	-	0.8951	-	0.6389	-	Y	-	Y
<i>Lucanus cervus</i>	883	-	0.6566	-	0.5665	-	N	-	N
<i>Macromia splendens</i>	20	-	0.9498	-	0.849	-	Y	-	Y
<i>Maculinea arion</i>	259	0.7276	0.6664	0.8782	0.4314	N	N	N	N
<i>Osmoderma eremita</i>	352	0.7827	0.6571	0.9214	0.6364	N	N	N	N
<i>Oxygastra curtisii</i>	109	0.9129	0.839	0.9525	0.7372	Y	Y	Y	Y
<i>Parnassius apollo</i>	270	0.7777	0.7552	0.861	0.4758	N	N	N	N
<i>Saga pedo</i>	47	-	0.794	-	0.7336	-	N	-	Y

Significance of the explanatory variables

GAM:

In these models we found that the most important variables in general were the climatic variables (Table 3). The best example was the GAM model for the butterfly *Parnassius apollo* that showed as the most explanatory variables the annual precipitation (cli_bio12), minimum temperature of coldest month (cli_bio6) and the mean temperature of wettest quarter (cli_bio8).

Similarly, the most important variables in the *Cerambyx cerdo* GAM model were the minimum temperature of coldest month (cli_bio6), the precipitation seasonality (cli_bio15) and the annual precipitation (cli_bio12) (Table 3).

For *Coenagrion mercuriale*, *Gomphus graslinii* and *Oxygastra curtisii*, the best explanatory variables were the precipitation seasonality (cli_bio15) and the minimum temperature of coldest month (cli_bio6) (Table 3). Other variables such as the percentage of coverage of different types of herbaceous vegetation (*C. mercuriale*), annual minimum NDVI (*G. graslinii*), or by the average direct solar radiation (*O. curtisii*) were also important in some of the models.

Other cases as *Maculinea arion*, was characterized by the importance of minimum temperature of coldest month (cli_bio6), and the mean temperature of wettest quarter (cli_bio8) (Table 3). For *Euphydryas aurinia* the more important climatic variable was the annual precipitation (cli_bio12), and for *Osmoderma eremita* was the minimum temperature of coldest month (cli_bio6), in both species followed by solar radiation variables.

Table 3: Significance of explanatory variables in GLM and GAM models of the species studied.

GAM	Parnassius apollo		Oxygastra curtisii		Osmoderma eremita		Maculinea arion		Gomphus grasilinii		Euphydryas auniria		Coenagrion mercuriale		Ceramb	
	%IncMSE	IncNodePurity	%IncMSE	IncNodePurity	%IncMSE	IncNodePurity	%IncMSE	IncNodePurity	%IncMSE	IncNodePurity	%IncMSE	IncNodePurity	%IncMSE	IncNodePurity	%IncMSE	IncNodePurity
cli_bio12	141.22	103.69	94.58	52.37	83.02	37.74	60.04	73.8	85.86	44.37	90.69	182.11	40.61	25.53	115.32	65.4
cli_bio15	75.69	31.98	112.2	110.58	75.41	55.73	63.65	22.96	153.89	98.8	56.26	39.54	146.43	255.83	81.11	76.48
cli_bio6	121.98	55.65	139.24	174.91	134.42	130.17	149.81	99.36	101.66	56	56.59	75.31	186.82	221.75	130.71	219.2
cli_bio8	79.25	121.98	64.87	42.23	35.45	91.09	133.08	88.86	84.31	37.19	52.22	90.66	49.88	49.55	38.92	37.71
landcover_ndvi_minimum	62.49	14.87	31.72	20.22	23.97	22.33	59.73	22.78	138.83	45.59	32.9	27.17	37.97	12.98	33.16	25.56
landcover_veg_herb	60.05	14.75	55.5	44.83	63.29	42.8	82.97	24.25	44.86	18.07	69.3	22.86	119.11	90.27	74.04	29.5
landcover_veg_tree	50.88	16.15	60.52	69.61	72.53	40.94	68.68	23.06	77	35.35	60.77	28.43	70.19	33.18	98.51	52.86
sun_hours_average	84.54	77.15	95.1	71.39	95.21	84.25	66.4	90.83	69.21	16.04	52.49	40.82	54.87	34.59	39.91	10.89
sun_hours_range	104.51	40.75	68.43	58.16	118.49	289.62	61.82	68.5	76.07	23.66	161.15	150.04	66.85	58.45	83.68	66.54
topo_diversity	61.49	113.75	41.87	20.32	70.47	39.37	32.04	34.06	87.67	21.16	48.23	30.57	77.48	27.93	49.25	9.11
topo_position	20.13	11.03	27.67	3.85	26.93	5.3	18.6	6.98	24.96	6.45	24.69	6.43	35.08	3.59	25.72	2.39
random1	-0.88	1.21	-0.25	2.17	-0.17	1.66	-1.41	1.34	3.11	5.64	0.05	0.82	1.43	1.08	0.08	0.89
random2	-0.45	1.22	-0.47	2.02	-0.18	1.69	0.47	1.38	-1.98	5.35	0.53	0.85	0	1.04	0.35	0.88

GLM	Saga Pedo		Parnassius apollo		Oxygastra curtisii		Osmoderma eremita		Maculinea arion		Macromia splendens		Lucanus cervus		Lestes macrostigma	
	%IncMSE	IncNodePurity	%IncMSE	IncNodePurity	%IncMSE	IncNodePurity	%IncMSE	IncNodePurity	%IncMSE	IncNodePurity	%IncMSE	IncNodePurity	%IncMSE	IncNodePurity	%IncMSE	IncNodePurity
cli_bio12	60.48	31.39	123.14	152.02	42.32	21.82	90.86	66.81	101.11	143.23	55.92	12.54	106.12	91.55	67.97	30.98
cli_bio15	127.72	124.29	77.95	33.55	97.07	83.24	59.88	59.94	74.48	32.79	111.99	84.29	80.19	68.68	149.45	166.74
cli_bio6	131.55	110.14	102.02	37.7	147.25	279.77	142.75	159.03	149.63	95.19	147.7	175.64	107.39	118.77	70.51	80.41
cli_bio8	40.88	55.04	35.19	29.84	39.73	37.23	61.98	43.19	41.45	36.94	56.76	37.76	43.81	29.31	39.41	54.63
landcover_ndvi_minimum	33.04	9.17	25.52	6.5	28.2	16.53	31.18	10.25	27.41	5.52	35.82	38.93	31.55	43.57	37	13.18
landcover_veg_herb	154.22	77.91	72.92	20.48	47.52	27.13	50.36	60.29	50.82	18.39	55.76	32.46	107.25	46.78	143.82	65.69
landcover_veg_tree	72.72	29.72	75.69	20.26	53.48	36.24	37.34	49.85	59.06	27.54	123.88	128.75	66.16	33.02	94.6	35.68
sun_hours_average	102.6	100.02	76.78	170.82	53.57	19.49	64.19	36.77	74.12	127.06	170.09	129.02	66.89	17.94	57.4	39.12
sun_hours_range	74.78	81.46	115.22	76.43	112.89	98.05	158.16	226.08	103.25	50.55	86.91	42.98	178.29	167.91	44.38	79.32
topo_diversity	67.55	57.32	71.52	157.59	126.13	87.82	71.23	23.06	48.69	65.15	94.17	35.81	108.44	36.45	123.15	126.94
topo_position	29.37	7.99	17.05	13.7	30.27	4.31	26.95	3.65	18.93	6.48	27.9	4.66	35.28	3.81	31.35	13.7
random1	-1.98	2.29	1.14	1.12	-2.11	0.95	-0.41	1.06	0.29	0.57	-2.8	2.15	-0.26	0.96	4	2.88
random2	0.89	2.36	0.28	1.05	0.27	1.01	-1.55	0.98	0.8	0.56	2.16	2.26	-1.51	0.91	2.54	2.66

GLM	Graellsia isabellae		Gomphus grasilinii		Euphydryas auniria		Coenagrion mercuriale		Cerambyx cerdo		Apteromantis aptera	
	%IncMSE	IncNodePurity	%IncMSE	IncNodePurity	%IncMSE	IncNodePurity	%IncMSE	IncNodePurity	%IncMSE	IncNodePurity	%IncMSE	IncNodePurity
cli_bio12	93.15	41.28	106.75	71.34	115.64	126.64	68.88	31.8	148.67	147.25	142.73	77.4
cli_bio15	147.14	60.19	166.62	139.33	56.94	64.7	109.03	178.24	102.26	109.25	80.38	90.84
cli_bio6	162.81	100.74	162.37	142.69	73.12	81.09	170.59	239.39	134.12	237.51	130.42	178.54
cli_bio8	53.45	31.13	57.82	31.88	55.14	45.12	37.67	46.47	43.69	58.38	54.79	40.03
landcover_ndvi_minimum	38.26	10.03	31.65	19.12	38.42	43.85	28.02	10.69	31.62	28.24	33.89	26.64
landcover_veg_herb	171.71	73.18	59.48	29.02	72.77	25.65	116.35	68.27	105.85	34.71	90.51	60.38
landcover_veg_tree	75.5	27.43	50.29	38.73	52.74	25.81	59.32	31.34	63.99	33.54	113.35	99.15
sun_hours_average	103.82	77.72	47.19	36.27	43.96	14.57	42.96	20.64	36.89	12.49	32.74	6.45
sun_hours_range	81.57	43.65	86.88	47.02	129.99	102.6	93.13	113.37	81.22	62.14	108.2	39.29
topo_diversity	49.58	15.45	162.39	98.93	97.02	52.65	74.82	25.81	63.73	26.7	133.54	53.75
topo_position	27.69	5.07	27.8	3.49	32.28	5.39	35.75	3.54	31.39	4.82	27	4.28
random1	1.06	3.38	1.83	1.78	1.88	0.61	-0.26	1.06	-1.6	1.33	-0.85	2.48
random2	-1.18	3.54	-1.12	1.7	0.6	0.59	-1.27	1.08	-2.64	1.35	0.21	2.51

GLM:

In general the most important variables that influence the potential distribution were climatic variables (Table 3). The most important variables for *Cerambyx cerdo* were the minimum temperature of coldest month (cli_bio6), the precipitation seasonality (cli_bio15) and the annual precipitation (cli_bio12).

For *Saga pedo*, *Gomphus graslinii*, *Coenagrion mercuriale* and *A. aptera* the most explanatory variables were the precipitation seasonality (cli_bio15) and minimum temperature of coldest month (cli_bio6). For *S.pedo* and *C. mercuriale* was also the direct solar radiation range (sun:hours_range), in *G. graslinii* the topographic diversity and in *A. Aptera* the percentage of coverage of woody vegetation (landcoverveg_tree).

For *Parnassius apollo*, the most important variables were the annual precipitation (cli_bio12), the average direct solar radiation, and the topographic variables. *Lestes macrostigma* the variables were the precipitation seasonally (cli_bio15) followed by the topographic variables (Table 3).

For *Oxygastra curtisii*, *Macromia splendens* and *Graellsia isabellae* the most explanatory variable was the minimum temperature of coldest month (cli_bio6) followed by the average direct solar radiation for *G. isabellae*, the direct solar radiation range and the topographic variables for *O. curtisii*, and the percentage of coverage of woody vegetation (landcover_veg_tree) for *M. splendens*, *G. isabellae* (Table 3).

Other climatic variables such as the annual precipitation (cli_bio12) and the minimum temperature of coldest month (cli_bio6) were the most important variables of the potential distribution of *Osmoderma eremita*, *Maculinea arion*, *Lucanus cervus* and

Euphydryas aurinia (Table 3). For *O. eremita*, *L. cervus* and *E. aurinia* the direct solar radiation range was also an important explanatory variable, and the average direct solar radiation for *M. arion*.

Model application

Distribution Areas

Most species presented a widespread distribution being present in Spain and Europe ($\cong 43\%$; Appendix 3). Other species (36 %) showed a northern distribution in Spain, being better represented in Europe, including mountain species such as *Parnassius apollo*. Only three species (21 %), *Graellsia isabellae*, *Saga pedo* and *Apteromantis aptera*, showed a clear Mediterranean distribution present mainly in South and East of Spain (Appendix 3). Two of this species, *Graellsia isabellae* and *Apteromantis aptera*, are endemic of Spain.

Widespread species

Some of the species including in the National catalogue as endangered species showed a wide distribution in the Spain. However, they differed in the preferences inside the distribution areas. The potential distribution obtained with GAM and GLM for *Cerambyx cerdo* and *Macromia splendens* indicated that these species were mainly located near Spanish coasts. Models for each species showed a scarce presence of them in the Pyrenees and central Spain. But both species were present in the Andalusia region. Similarly, *Gomphus graslinii* is also a widespread species but scarcely represented in the central part of Spain.

In the case of *Coenagrion mercuriale* and *Oxygastra curtisii*, these species are widespread almost over the region but they are absent or scarcely represented in the Pyrenees and the south coasts. The potential distribution models showed that in Andalusia only *Oxygastra curtisii* was present in Cadiz and Granada provinces.

The last species that showed a widespread distribution in Spain is *Lestes macrostigma*. The potential distribution map according to GLM shows a distribution concentrated in Central and West of Spain being absent only in some areas of the northeast. It is widely represented in Andalusia region.

Northern distributed species in Spain

Some species although present in Spain were mainly represented in the north: *Lucanus cervus*, *Euphydrias aurinia*, *Maculinea arion*, *Osmoderma eremita*. These species are widely present in north and east part of the Iberian Peninsula. Although GAM and GLM models differed in the potential distribution mainly in some areas of the central Spain, both of them for each species showed that the species were almost completely absent in Andalusia. One exception to this distribution is showed by *Parnassius apollo* only present in the mountains areas.

Mediterranean species

Three species are present in the Mediterranean area with *Saga pedo*, being absent in southwest of Spain. In Andalusia, the species is present only in the east provinces.

The two other species, with a Mediterranean distribution, are endemic of the Iberian Peninsula: *G. isabellae* and *A. aptera*. *G. isabellae* showed a distribution concentrated in Central and West of Spain, being absent in south and west areas. On the contrary, the

potential distribution maps of *A.aptera* showed a distribution concentrated in the south of Spain, mainly in the western area (Appendix 3).

Potential distribution of species in road studied

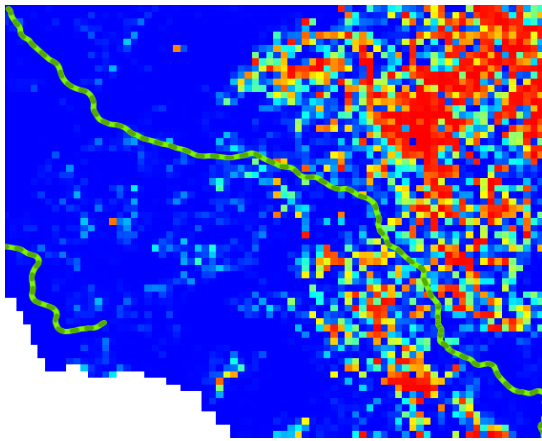
Only eight studied species were potentially present in at least one of the selected roads (A-381 or A-7). Six of these studied species were potentially present in both roads (A-381 and A-7): *Cerambyx cerdo*, *Gomphus graslinii*, *Oxygastra curtisii*, *Lestes macrostigma*, *Macromia splendens* and *Apteromantis aptera*. Meanwhile *C. mercuriale* and *Saga pedo* were distributed near only one of the road (Fig. 2 and 3). Additionally, all of these species showed values of AUC over 0.7, indicating that the models were sufficiently accurate (Tabla 2).

A-381 road

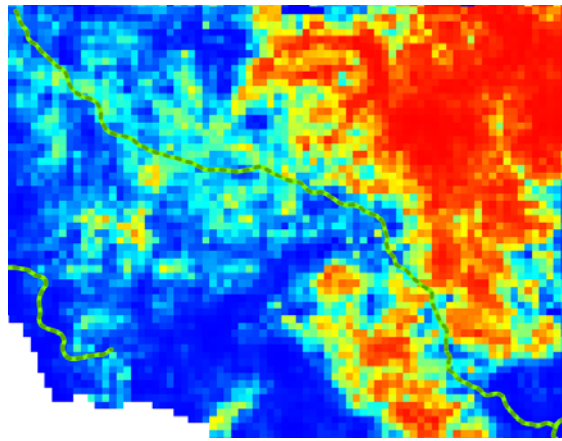
The potential distribution by GLM model of the mantid *A. aptera* in the A-381 showed a great presence during most of the road layout (Fig. 2). The potential presence points were distributed along both margins of the linear infrastructure, and on the layout. The presence decreased in the mountain zone in the final of the layout, coinciding with the Natural Park of Los Alcornocales.

Figure 2: Potential Distribution models GLM and GAM of A-381 highway.

GOMPHUS GRASLINII

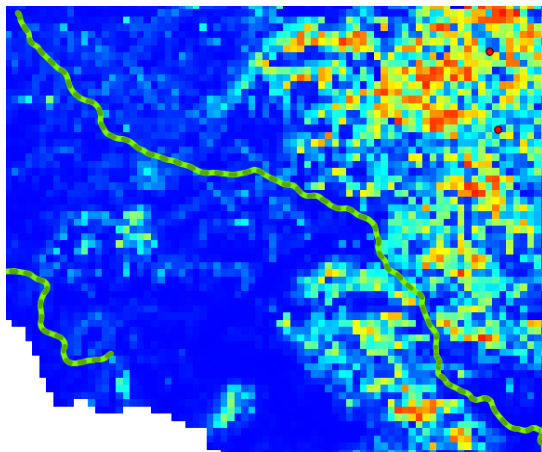


GAM

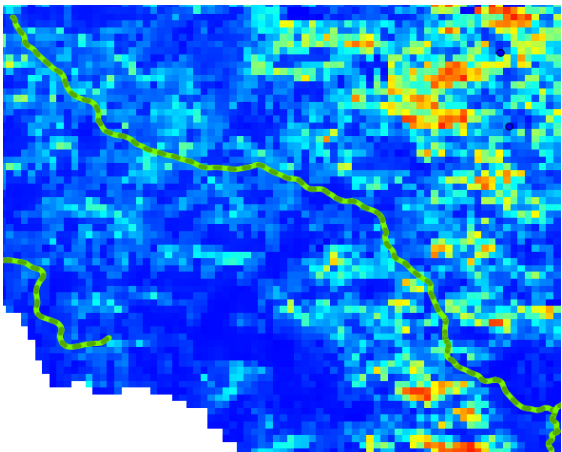


GLM

OXYGASTRA CURTISII



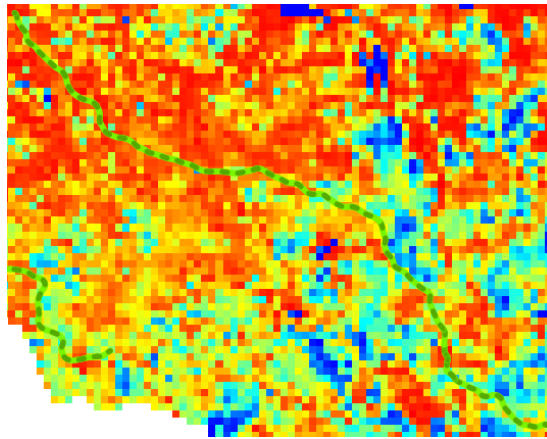
GAM



GLM

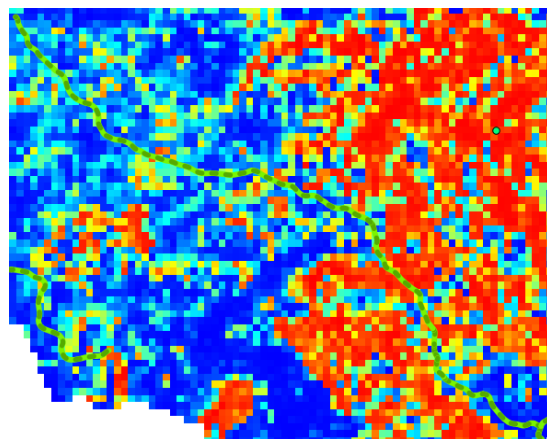
Figure 2: Potential Distribution models GLM and GAM of A-381 highway.

LESTES MACROSTIGMA



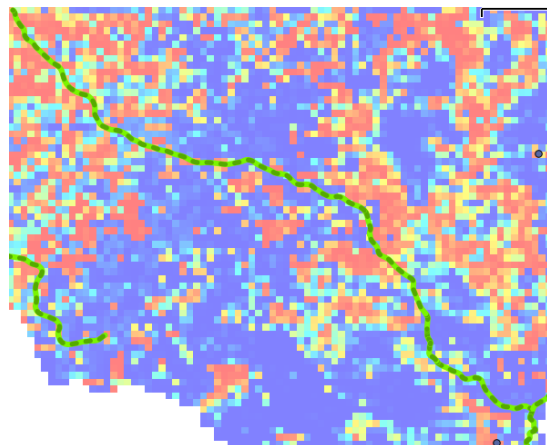
GLM

MACROMIA SPLENDENS



GLM

APTEROMANTIS APTERA



GLM

In the case of the odonata, the potential distribution of *Gomphus graslinii* according to GAM and GLM models showed a patchy distribution of the species in the middle - end of the road layout, coinciding with the area of the Natural Park of Los Alcornocales (Fig. 2). This area showed the main potential distribution in both margins of road. A similar distribution was found for *Macromia splendens* and *Lestes macrostigma* according to GLM model. The other odonata specie, *Oxygastra curtisii* was present only in a few points distributed in the south and north of end of road (Fig 2).

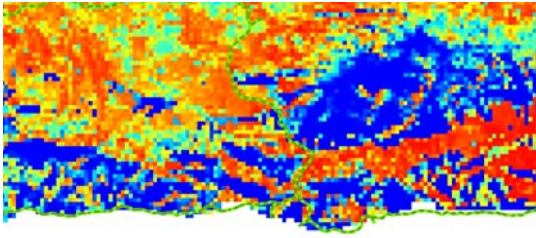
A-7 road

For *A. aptera*, the GLM model showed a mosaic distribution in the north and south of the road, with places with potential presence points along the overall road (Fig. 3).

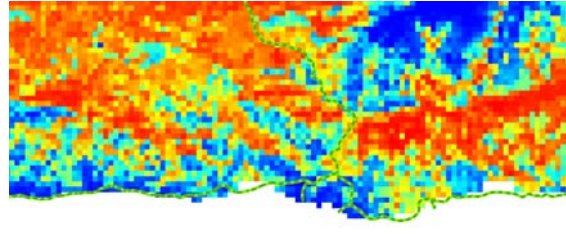
Macromia splendens and *Lestes macrostigma* was mainly distributed along layout of the road (Fig. 3). On the contrary, the other odonata species, *Oxygastra curtisii*, *Coenagrion mercuriale* and *Gomphus graslinii* showed a mosaic distribution (Fig. 3). And finally, *S. pedo* offers a poor distribution along the layout (Fig.3).

Figure 3: Potential Distribution models GLM and GAM of A-7 highway.

COENAGRION MERCURIALE

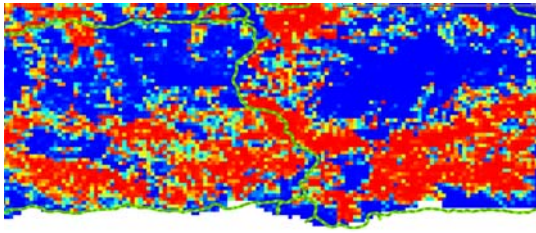


GAM

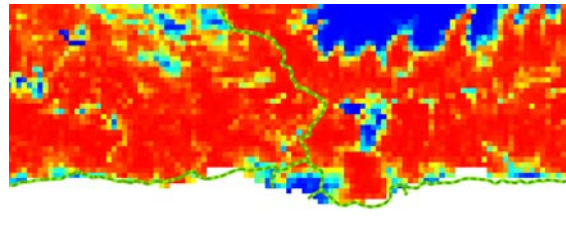


GLM

GOMPHUS GRASLINII

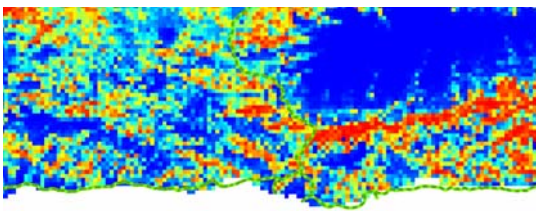


GAM

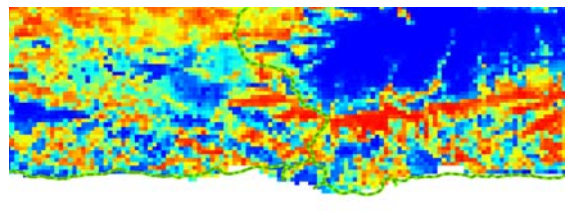


GLM

OXYGASTRA CURTISII



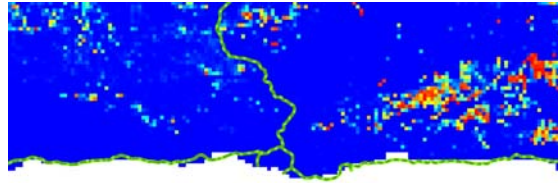
GAM



GLM

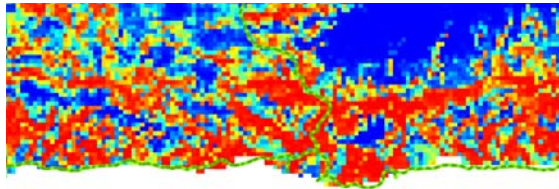
Figure 3: Potential Distribution models GLM and GAM of A-7 highway.

LESTES MACROSTIGMA



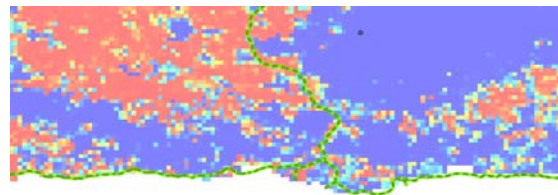
GLM

MACROMIA SPLENDENS



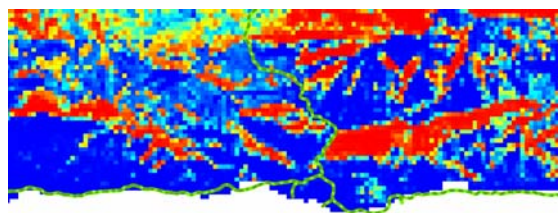
GLM

APTEROMANTIS APTERA



GLM

SAGA PEDO



GLM

DISCUSSION

We found that in the planning phase of roads, potential distribution models can be used to provide a guide to areas which may be affected as well as maps of individual species distributions which will be made available online. And then, the technicians would be providing an idea that what are the impacts over the species that would be mitigated. It is our intention through this work to provide a useful resource for protected insect's species in the impact studies assessment. We detected that in many cases potential distribution of species were much affected by the road, and in other cases there were a little or no affection.

The use of potential model distribution for any purpose in which we need to know species distribution is that they are practically inexpensive when good biological databases are available (Mateo et al. 2011). We agree with Hortal and Lobo (2002) about the need to identify design procedures that are faster and cheaper for any project involving land-used changes mainly in high diversity areas. They propose the development of new methodologies that allow finding more species with lower costs of time and money. These new tools will provide with extensive and open wildlife databases that can be combine with other databases to be used by researchers, managements and politicians to make decisions at territorial planning.

Detection of parameters that affecting distribution models

Infrastructure planning for a territory and the delimitation of reserves areas to protect insect's species requires adequate information on the distribution of those

species. The problem of distribution models are endangered species is mainly based on generally are species that have a patchy distribution (Hassall 2012), had different scales (depending upon species behaviour, dispersal ability, extend of the study area, and the very nature of the data –Guisan and Thuiller 2005), are known few points available (Hernández-Manrique et al. 2012), etc ... So in order to get more reliable distribution models need to maximize the data we have obtained from databases consulted. We detected that to make a potential distribution model; the variations in the degree of recording of taxa in general may be related to any number of factors that are difficult to quantify. The most effective species distribution models require data on both species presence and the available environmental conditions (known as background or pseudo-absences data) in the area, and if it is possible in the same resolution. We see that the databases used contained inputs only presence with different resolution and in the other hand the extension of the areas was different (since Europe to various regions of Spain).

We observed that the distribution models used GLM and GAM were those who could adapt to the initial data obtained from databases that were available. Something that was expected to be rare and endangered species was limited in its **presence-only data**. Because recorder effort is rarely included in investigations of patterns of diversity at larger geographical scales (Hassall 2012). Therefore, in such situations it is necessary to expand the number of data; consideration of a larger scale distribution therefore also took the European level.

In the case of the rare species, clearly collecting enough data to delineate distributions models is an impractical and very expensive task (Niamir et al. 2011). So in many cases the mainly problem is that the only source of information available is scarce and presence-only data (e.g. Elith et al. 2006; Pearson et al. 2007; Phillips and Dudik 2008; Rebelo and Jones 2010; Gogol-Prokurat 2011; Razgour et al. 2011; Doko

et al. 2011), that can be found in the literature (technical and scientific) or digital databases or atlases compiled by public or private organizations (gbif.es; Cartobio – Brotons et al. 2008-). Mainly with rare and protected species whose presence data are scarce, and are much more restricted in range than the area that appears to be suitable for them Marcer et al. (2013). This may be due to different factors, is probably due to “a combination of historical phylogeographical reasons and to the absence of some environmental or biotic predictors that could contribute to determining the species’ spatial distribution, like dispersal limitation” (Marcer et al. 2013).

One of the problems with predicted models is that the probability of presence should be interpreted as a measure of environmental similarity and not as the real distribution of the species under study (Mateo et al. 2011). The great complexity of natural systems suggests that there are fundamental limits to the accurate prediction of future species’ distributions (Pearson and Dawson 2003). The main utility of the results that have been obtained, mainly in species with insufficient data, is that the generated geographic representations can be considered as tentative hypotheses to evaluate subsequent reliability as new data samples (e.g. Gil and Lobo 2012). This work assumed that the predictors used (mainly climatic factors) represent the environmental heterogeneity that could accurately describe the distribution of species at a broad spatial scale. Gil and Lobo (2012) proposed that by minimising the subjectivity of the choice of locations to prospect ensure outcome over large regions which allow prioritize sampling sites based on their current state of human impact, accessibility and favourable areas. These favourable areas selected by the predicted models for some specific species could be already known as sensitive areas for that particular species or being new sensitive areas (Matern et al. 2007). Therefore, these types of models provide the ecological niche and habitat use by species at different spatial scales. But also, the models would apply to

identify the potential location of areas in which habitat restoration and defragmentation may be performed efficiently (Matern et al. 2007).

In general, at European level (Appendix 3) showed that there was a wide potential distribution for the species, which were not coincident in all cases with presence data. Marcer et al. (2013) observed that “conservation decision-makers prefer binary maps of presence/absence or suitable/unsuitable areas to continuous probability models”. But most of the time, the “real” distributions maps have records of presence only, and the data of no presence could be real absence or no information. The absence points are very difficult to obtain in nature (Hirzel et al. 2002), especially for mobile species (Barber-Massin et al. 2012). And as Mackenzie and Royle (2005) noted, requires higher levels of sampling effort to ensure their reliability compared with presence data. This occurs in UK, where the butterflies are tested frequently. In the case of absence data are available, the methods that using this information should be preferably used in most situations (Brotons et al. 2004).

Many studies modelled the potential distribution of insect species in different part of the world (Finch et al. 2006; Heikkinen et al. 2007; De Almeida et al. 2010; Chefaoui et al. 2011; Hassall 2012; Cao et al. 2013). But actually there is no tool to collect this information and adapt it in order to be accessed by technicians of both companies and the administration, and researchers. Access to accurate information quickly and properly, helps to achieve adequate territorial planning. Indeed, for some groups, it is possible to get information of species distribution published in different databases and books (South African red data book: butterflies – Henning and Henning 1989-; Libro Rojo de los Invertebrados de España – Verdú and Galante 2006; Atlas de los Invertebrados Amenazados de España (Especies en Peligro Crítico y En Peligro –Verdú and Galante 2009; Red Data Book of the Russian Federation(RDBRF) -Danilow-

Danilyan et al. 2001-; The Odonata Red Data List for Great Britain –Daguet et al. 2008-; European Red List of Butterflies - Van Swaay et al. 2010-; A new Red List of British butterflies –Fox et al. 2011-). However, in many cases the distribution provided is not the potential distribution but the real distribution. Although in principle, this would be the ideal scenario in reality is not reliability information. It should be noted that these "real" distribution maps typically do not provide 100% reliable, since in the grids where the species is considered that presence occurs, yet in those squares where the species has not distribution does not mean that there are absences, but in general has not been prospected the area. Hence the usefulness of maps of potential species that can be noted about the possible presence of a species in a territory distribution, although existed distribution maps not contemplates. There are some areas, such as the UK where the grids are as well very accurate sampled data locations have insects e.g. butterflies, whose actual distribution is considered sampled at 100%.

Another problematic point was the resolutions of the data that normally do not have the same *resolution*. All of these features (presence-only and different resolution of the records) had determinate the applicability of GLM and GAM. Because these distribution models could work with this dates.

We have taken data from different databases, which have provided the species distribution data to address the problem of detecting the impact of roads on potential insect habitats. A good knowledge of the models becomes important to help researchers and technicians to select the most appropriate method for their purposes and their input data (e.g. only presences, presences and absences, data at different resolutions, etc...). Currently, in the case of Spain the information of most species distribution is not easy to get. We did not find any general database of insects that obtain the potential distribution maps of the different species in the territory. There are some cases in some regions, for

example, in Catalonia, where there is partial information about some group, like orthoptera or diptera (CARTOBIO; Brotons et al. 2008).

However, in order to generate a reliable map of potential distribution problems exist that must be overcome, such as the different resolutions of the dataset available for the different species (Hobbs 2003). As Hassall (2012) discussed, in many cases distribution datasets comprising anecdotal reports of sightings frequently have uneven distributions of records in space and time. Conventionally one chooses the projection to a finer resolution of statistical relationships calibrated at a coarse resolution (Collingham et al. 2000; Araujo et al. 2005; Barbosa et al. 2009, 2010). However, the extrapolation of models built for one resolution to a different resolution increases the uncertainty in the model predictions because they are extended beyond the model's original scale and error can vary among scales (Araujo et al. 2005).

We must show caution with the results of the distribution potential model of species and just for protected species, as rare, that often have a stronger response to environmental variations (Wiens et al. 1987; Carroll et al. 1999). We are aware that the resolution of the spatial data plays an important role in determining the performance of environmental species models (Heikkinen et al. 2007). We should note, that all species analysed were selected based on their sensitivity to fragmentation, the scale at which species sensitivity is detectable will depend on the scale at which they use the landscape (Bailey et al. 2002). In some cases, as noted Niamir et al. (2011), the effect of scale could be solved by expert opinion. For example, in the case of the butterflies, Bailey et al. (2002) considered that this dispersal ability is commensurate with their degree of habitat specialisation and the seral stage of the habitat they require. We must think that the success of the models is inversely proportional to the dispersal ability of the organisms (Bailey et al. 2002). Thereby the expert opinion could materialize when

working in environmental impact studies of roads, by manually drawing expert on the maps of potential species distribution areas where the existence of a protected insect species considered most likely to undertake comprehensive surveys, for example. Although a disadvantage of this system would be that these experts did not agree with each other, causing inconsistencies in the existing knowledge on the ecological factors that affect the distribution of the species under study (Niamir et al. 2011).

So the solution would be considered more appropriate, would be to create a platform where they were maps of potential species distribution and presence databases available to technicians and scientists. The trend to level researchers should be taking unify all the data resolution. Thereby when they are making the distribution maps should not have problems with the absence records.

Explanatory variables

A hypothesis might test whether species respond to environmental variables or gradients with a unimodal, symmetric, response function. So the analysis of the obtained graphs and charts to notice the importance of having each of the variables on the potential distribution of each species, it appears that all of them possess superior to random variables random 1 and random 2 values. Thus it is considered that all influence variables in each model of the studied species, beyond that expected by chance. The statistical modelling, generally along most of the species are more clearly influenced by climatic variables.

It is note worthy that in most of the models is usually matching the first two or three variables gain importance in the model. The most obvious case is that of *Cerambyx*

cerdo in matching three variables. In other cases like *C. mercuriale*, *G. graslinii*, *E. aurinia* or *O. eremita*, match two variables in the first two species is climate variables and the other two species, agree a climate variable and other related solar radiation.

We found species such as *P. apollo*, *O. curtisii* and even *M. arion*, although they are clearly influenced by climatic variables in the first instance, are also influenced to a lesser extent associated with solar radiation, topographic diversity or vegetation variables. This is remarkable because as Heikkinen et al. (2007), with regard to Lepidopteran species, multiscale distribution modelling studies are rare. For example, in one such study of a host-specific moth species (Menéndez and Thomas 2000) showed that the quantitative effects of explanatory variables varied at different scales. At regional and subregional scales (resolution: 100 m and 50 m respectively), the distribution of the moth species was dependent only on isolation and habitat quantity.

In summary groups has been detected that the potential distribution of Odonata is clearly influenced by weather variables, coinciding with different authors (Keil et al. 2008, Hassall 2012), that found aquatic insects and odonata in particular, should be strongly influenced by water-energy variables. Increasing precipitation may facilitate movements across the continent by providing additional habitat (Hassall 2012). Although authors like Chefaoui et al. (2011) said that species in habitat that were difficult to detect using GIS, such as riparian species, tended to be more difficult to predict. Also we found that in some cases it is observed another influence in odonata associated with topographic diversity variables (*G. graslinii*, *O. curtisii*, *L. macrostigma*), solar radiation (*O. curtisii*, *C. mercuriale*) or the percentage of vegetation cover (*M. splendens*).

In the case of the Coleoptera, and Orthoptera group, the most important variable for potential distribution of the species, are mainly climatic variables, although depending on which species is considered, can be more or less influenced by variables related to solar radiation (*S. pedo*, *O. eremite*, *L.cervus*) or vegetation (*S. pedo*).

In the case of Mantids are largely influenced to the potential distribution by climatic variables and solar radiation.

Implications for conservation and management in roads

Many insects' species, such as butterflies, beetles, etc., are affected by habitat fragmentation provoked by roads (Wilson and Roy 2009; Tamayo et al. 2014). But currently most of the linear infrastructures do not use potential distributions species models to calculate the environmental impacts over the insects. Although its must be provided maps for individual species such that recorders may search for particular species in a more focused way (Hassall 2012). So this make that the technicians cannot propose mitigation measures to palliate the negative effects of the roads. It is necessary investigate the use of predictive habitat models to predict conflicts between human activities and the conservation of biodiversity, as well as to try to minimize conflict is a promising line of application of predictive models species distribution (Rodriguez et al. 2007). We propose the application of these models in the evaluation of environmental impact of different land use changes. In this case, we propose the use of insect model distribution to mitigate the potential effect of transport infrastructure on insects.

We showed that in the two study roads various protected insects' species was affected by its construction. In each case the affection was different, in many cases the

potential distribution of insect's species concur with the infrastructure layout, and in other cases exist poor coincidence. So, when making comparisons it can be seen that at the group level, the distribution of potential in Odonata is distributed in the A-381 in the vicinity of the area of the Natural Park of the Alcornocales, where foothills of rivers, streams exist and grooves that favour the presence of these species. We can see (Fig. 2) that the potential maps of the three odonates studied (*Gomphus graslinii*, *Macromia splendens* and *Oxygastra curtisii*) obtained, distribution provide information on the trace of the A-381 which could be expected due to appointments farming areas (flowing waters) detected by different studios (Ferrerias-Romero and Cano-Villegas 2004). A remarkably interesting result, as Romo et al. (2006) considered, is the coincidence of a high proportion of grids predicted for some species with those that do not meet minimum criteria for consideration as prospected with sufficient intensity. This suggests an urgent need for prospective new faunal papers, to corroborate or deny the intuitive idea that the distribution of protected species is relatively well known. For example, we expect potential narrower distribution of *A. aptera*, but we found that present a great potential distribution in both roads. We would expect that most of the potential grids of each species are close to the known distributions of species. However, we see that for some species the models look especially tight. While in others, the predictions clearly suggest that the set of variables made it possible to obtain a reliable model of the distribution of the species.

This information is useful to obtain information on whether the species to which it affects need preventive, corrective or compensatory measures. Both roads are projected or constructed, so the measures that it had been applied were compensation measures. But it is necessary to take account that in the case of direct involvement, preventive or corrective measures would be required, and in the case of indirect conditions, would be

required at least compensatory measures. For example in the A-381 highway, the odonates were considered in the compensatory measures for the characterization of invertebrate fauna ecosystems of The Alcornocales Natural Park once the road constructed.

The ideal situation would have been that the technicians when they developed the construction project detect potential habitat for these protected species and listed in the Plan of Management of Natural Resources Natural Park of the Alcornocales (BOJA 88 2004). Potential models of species distribution have developed to serve the technicians to check what would be the potential areas where they should act, and advised by experts planning and selection of sampling locations for collecting (Bunce et al. 1983; Balmford and Gaston 1999; Fisher 1999). From the results obtained appropriate to each group (Chapter 4; Chapter 5 Thesis) preventive or corrective measures would be taken.

Regarding Odonata, that rely strongly on persistent water bodies for breeding and larval habitats (Hassall 2012), road works can affect, if contaminated and altered stream channels by dredging, clearing of riparian vegetation or contamination or proximity to machinery. The technicians should take appropriate measures to prevent such occurrences. Among the main measures that the condition can be avoided to the natural habitat, or failing that said habitat is kept as close to the original (Torrallba-Burrial 2008) state. In other cases, in areas with high presence of odonates, the technicians must limited the speed in the section of the layout (Sánchez et al. 2009), restored the agricultural canals or create artificial ponds (Sánchez et al. 2009).

Given such a dynamic future for insect species and their associated habitats, it is important that appropriate measures are taken, where possible, in order to safeguard vulnerable species and to facilitate the movement of others (Harrison et al. 2006). We

should note that, with the fragmentation produced by the road, beyond simply reducing the amount of habitat available, for poorly dispersive species, it can greatly restrict the ability for empty but suitable habitat patches to be re-colonised (Warren et al. 1994). Isolated populations in small fragments of habitat are also considered as more vulnerable to extinction events and may be subject to the negative impacts of inbreeding as population sizes crash in years when climatic and/or pathogenic factors are prevalent (Gibbs and Van Dyck 2009; Bulman et al. 2007; Sigaard et al. 2008).

Although we are aware, the predictive habitat suitability models showed limitations and uncertainties, derived from methodological and biological constraints (Seoane and Bustamante 2001; Hortal and Lobo 2002; Guisan and Thuiller 2005). Being that modelling a current condition does not take into account history and dynamics in habitat-species relationship (Vallecillo et al. 2009). We thought that if already there is no consideration in the EIS about the insect's species, this can be a good tool to include this group of fauna in the assessment of environmental impacts.

In conclusion, it is possible that although the prediction is not sufficiently explicit or contrasted for each particular species. However, the results are highly suggestive, indicating that, at least from the point of view of the most common environmental variables, the distribution of various species of interest can still be outlined in more detail and even, in some cases increase appreciably with over the prior. Moreover, the possible improvement of knowledge on protected fauna insects can help improve infrastructure planning in the territory.

We think that for the linear infrastructure planning, with little time and few resources and still having data can obtain distribution maps that are reliable and can be used for application in studies of environmental impact of roads.

REFERENCES

- Austin M.P, Cunningham RB (1981) Observational analysis of environmental gradients. Proc Ecol Soc Aust 11: 109-119.
- Araujo MB, Thuiller W, Williams PH, Reginster I (2005) Downscaling European species atlas distributions to a finer resolution: implications for conservation planning. Global Ecology and Biogeography 14: 17–30.
- Balmford A, Gaston KJ (1999) Why biodiversity surveys pay. Nature 398: 204-205.
- Bailey SA, Haines-Young RH, Watkins C (2002) Species presence in fragmented landscapes: modelling of species requirements at the national level. Biological Conservation 108 307-316.
- Barber-Massin M, Jiguet F, Albert CH, Thuiller W (2012) Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many?. Methods in Ecology and Evolution. doi: 10.1111/j.2041-210X.2011.00172.x
- Barbosa AM, Real R, Mario Vargas J (2009) Transferability of environmental favourability models in geographic space: the case of the Iberian desman (*Galemys pyrenaicus*) in Portugal and Spain. Ecological Modelling 220: 747–754.
- Barbosa AM, Real R, Vargas JM (2010) Use of Coarse-Resolution Models of Species' Distributions to Guide Local Conservation Inferences. Conservation Biology 24: 1378–1387.
- Benito B, Peñas J (2007) Aplicación de modelos de distribución de especies a la conservación de la biodiversidad en el sureste de la Península Ibérica. GeoFocus 7: 100-119.
- BOE 46 (2011) Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

BOE 18 (2012) Orden AAA/75/2012, de 12 de enero, por la que se incluyen distintas especies en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial para su adaptación al Anexo II del Protocolo sobre zonas especialmente protegidas y la diversidad biológica en el Mediterráneo.

BOJA 88 (2004). Decreto 87/2004, de 2 de marzo, por el que se aprueban el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales y el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Natural Los Alcornocales. Consejería de Medio Ambiente.

Breiman L (2001) Random forest. *Mach Learn* 45: 15–32.
doi:10.1023/A:1010933404324

Brotons L, Thuiller W, Araújo MB, Hirzel AH (2004) Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography* 27: 437-448.

Brotons L, Pla M, Villero D, Ruíz-Olmo J, Camps D (2008) CARTOBIO: Cartografía de especies de conservación prioritaria de Catalunya. Aplicaciones de la modelización del hábitat. In: Hernández, L. y Parreño, J. M. (Eds.), *Tecnologías de la Información Geográfica para el Desarrollo Territorial*. Servicio de Publicaciones y Difusión Científica de la ULPGC. Las Palmas de Gran Canaria. Pp. 207-214. ISBN: 978-84-96971-53-0.

Bulman CR, Wilson RJ, Holt AR, Gálvez Bravo L, Early RI, Warren MS, Thomas CD (2007) Minimum viable metapopulation size, extinction debt, and the conservation of a declining species. *Ecological Applications* 17: 1460–1473.

Bunce RGH, Barr CJ, Whittaker HA (1983) A stratification system for ecological sampling. In: R. M. Fuller (ed.). *Ecological Mapping from Ground, Air and Space*. Institute of Terrestrial Ecology. Cambridge: 34-46.

- Cao Y, DeWalt RE, Robinson JL, Tweddale T, Hinz L, Pessino M (2013) Using Maxent to model the historic distribution of stonefly species in Illinois streams: The effects of regularization and threshold selections. *Ecological Modelling* 259: 30-39. doi:10.1016/j.ecolmodel.2013.03.012
- Carroll C, Zielinski WJ, Noss RF (1999) Using presence-absence data to build and test spatial habitat models for the fisher in the Klamath Region, U.S.A. *Conserv Biol* 13: 1344-1359.
- Carvalho SB, Brito JC, Crespo EG, Watts ME, Possingham HP (2011) Conservation planning under climate change: Toward accounting for uncertainty in predicted species distributions to increase confidence in conservation investments in space and time. *Biological Conservation* 144: 2020-2030.
- Chefaoui RM, Lobo JM, Hortal J (2011) Effects of species' traits and data characteristics on distribution models of threatened invertebrates. *Animal Biodiversity and Conservation* 34.2: 229-247.
- Coffin AW (2007) From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography* 15: 396-406.
- Collingham YC, Wadsworth RA, Huntley B, Hulme PE (2000) Predicting the spatial distribution of non-indigenous riparian weeds: issues of spatial scale and extent. *Journal of Applied Ecology* 37: 13-27.
- Cutler DR, Edwards TC Jr., Beard KH, Cutler A, Hess KT, Gibson J, Lawler JJ (2007) Random forests for classification in ecology. *Ecology*, 88(11): 2783-2792. doi:10.1890/07-0539.1
- Daguet C, French G, Taylor P (2008) The Odonata Red Data List for Great Britain. Species Status Assessment, 11. In web: http://jncc.defra.gov.uk/pdf/pub08_speciesstatus11.pdf

- Danilyan VI, Amirkhanov AM, Pavlov DS, Sokolov VE (2001) Red Data Book of the Russian Federation (animals). Moscow: AST Astrel [in Russian]. http://jncc.defra.gov.uk/pdf/pub08_speciesstatus11.pdf. Accessed 14/06/2013.
- De Almeida MC, Cortes LG, De Marco PJr (2010) New records and a niche model for the distribution of two neotropical damselflies: *Schistolobos boliviensis* and *Tuberculobasis inversa* (Odonata: Coenagrionidae). *Insect Conservation and Diversity* 3: 252-256.
- Dennis RLH, Hardy PB (1999) Targeting squares for survey: predicting species richness and incidence of species for a butterfly atlas. *Global Ecology and Biogeography* 8: 443-454.
- Doko T, Hiromichi F, Kooiman A, Toxopeus AG, Ichinose T, Chen W, Skidmore AK (2011) Identifying habitat patches and potential ecological corridors for remnant Asiatic black bear (*Ursus thibetanus japonicus*) population in Japan. *Ecological Modelling* 222: 748-761.
- Dunn RR (2005) Insect extinctions, the neglected majority. *Conservation Biology*, 19, 1030–1036.
- Elith J, Graham CH, Anderson RP, Dudik M, Ferrier S, Guisan A, Hijmans RJ, Huettmann F, Leathwick JR, Lehmann A, Li J, Lohmann LG, Loiselle BA, Manion G, Moritz C, Nakamura M, Nakazawa Y, Overton JMM, Peterson AT, Phillips SJ, Richardson K, Scachetti-Pereira R, Schapire RE, Soberón J, Williams SE, Wisz MS, Zimmermann NE (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29(2): 129-151.

- Elith J, Leathwick JR (2009) Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40: 677-697.
- 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.
- Ferreras-Romero M, Cano-Villegas FJ (2004) Odonatos de cursos fluviales del parque natural Los Alcornocales (sur de España). *Boletín de la Asociación Española de Entomología* 28: 49-64.
- Ferrier S, Watson G, Pearce J, Drielsma M (2002) Extended statistical approaches to modeling spatial pattern in biodiversity: the north-east New South Wales experience I. Species-level modeling. *Biodiversity Conservation* 11: 2275–2307.
- Fielding AH, Bell JF (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/ absence models. *Environmental Conservation* 24: 38-49.
- Finch JM, Samways MJ, Hill TR, Piper SE, Taylor S. (2006) Application of predictive distribution modeling to invertebrates: Odonata in South Africa. *Biodiversity and Conservation*, 15, 4239-4251.
- Fisher BL (1999) Improving inventory efficiency: a case study of leaf litter ant diversity in Madagascar. *Ecological Applications* 9: 714-731.
- Fleishman E, Mac Nally R, Fay JP, Murphy DD (2001) Modelling and predicting species occurrence using broad-scale environmental variables: an example with butterflies of the Great Basin. *Conservation Biology* 15: 1674–1685.

- Fox R, Warren MS, Brereton TM, Roy DB, Robinson A (2011) A new Red List of British butterflies. *Insect Conservation and Diversity* 4(3): 159–172. doi: 10.1111/j.1752-4598.2010.00117.x
- García J, Cadenas R, Simón Mata MA (2004) Aplicación de un Sistema de Evaluación Multicriterio a la conservación de fauna silvestre mediante un S.I.G. In: *Territorio y medio ambiente: métodos cuantitativos y técnicas de información geográfica - aportaciones al "XI Congreso de Métodos Cuantitativos, SIG y Teledetección"* celebrado en Murcia, 20-23 de septiembre, 2004. EGMASA and Consejería de Medio Ambiente - Junta de Andalucía. pp. 289-302.
- GIASA (Gestión de Infraestructuras de Andalucía) (2002) Programa de Medidas Compensatorias Autovía Jerez-Los Barrios. Consejería de Obras Públicas de Andalucía. In: http://infodigital.opandalucia.es/bvial/bitstream/10326/138/2/programa_medidas_compensatorias_A381.pdf. Consultado 14 ene 2013.
- Gil GE, Lobo JM (2012) El uso de modelos predictivos de distribución para el diseño de muestreos de especies poco conocidas. *Mastozoología Neotropical* 19: 47-62.
- Gogol-Prokurat M (2011) Predicting habitat suitability for rare plants at local spatial scales using a species distribution model. *Ecol Appl* 21: 33-47.
- Golicher D, Ford A, Cayuela L, Newton A (2012) Pseudo-absences, pseudo-models, pseudo-niches: pitfalls of model selection based on the area under the curve. *International Journal of Geographical Information Science* 26(11): 2049-2063.
- Graham CH, Ron SR, Santos JC, Schneider CJ, Moritz C (2004) Integrating phylogenetics and environmental niche models to explore speciation mechanisms in dendrobatid frogs. *Evolution* 58: 1781–1793.

- GRASS Development Team (2011) Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software.
- Guisan A, Thuiller W (2005) Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993-1009.
- Haila Y, Margules CR (1996) Survey research in conservation biology. *Ecography* 19: 323-331.
- Hansen M, DeFries R, Townshend JR, Carroll M, Dimiceli C, Sohlberg RA (2003) Global Percent Tree Cover at a Spatial Resolution of 500 Meters: First Results of the MODIS Vegetation Continuous Fields Algorithm. *Earth Interactions* 7-10: 1-15.
- Hansen M, DeFries R, Townshend JR, Carroll M, Dimiceli C, Sohlberg RA (2006) Vegetation Continuous Fields MOD44B, 2001 Percent Tree Cover, Collection 4, University of Maryland, College Park, Maryland, 2001.
- Harrison PA, Berry PM, Butt N, New M (2006) Modelling climate change impacts on species' distributions at the European scale: implications for conservation policy. *Environmental Science and Policy* 9: 116-128. doi:10.1016/j.envsci.2005.11.003
- Hassall C (2012) Predicting the distributions of under-recorded Odonata using species distribution models. *Insect Conservation and Diversity* 5: 192-201. doi: 10.1111/j.1752-4598.2011.00150.x
- Hastie T, Tibshirani R (1990) *Generalized Additive Models*. Chapman and Hall, London
- Heikkinen RK, Luoto M, Kuussaari M, Toivonen T (2007) Modelling the spatial distribution of a threatened butterfly: Impacts of scale and statistical technique. *Landscape and Urban Planning* 79: 347-357. doi:10.1016/j.landurbplan.2006.04.002
- Henning S, Henning GA (1989) *South African red data book: butterflies* (p. 175). Foundation for Research Development, Council for Scientific and Industrial Research.

- Hernández-Manrique OL, Numa C, Verdú JR, Galante E, Lobo JM (2012) Current protected sites do not allow the representation of endangered invertebrates: The Spanish case. *Insect Conservation and Diversity* 5: 414-421.
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.
- Hirzel AH, Hausser J, Chessel D, Perrin N (2002) Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* 83(7): 2027-2036.
- Hobbs NT (2003) Challenges and opportunities in integrating ecological knowledge across scales. *Forest Ecology and Management* 181: 223–238.
- Hortal J, Lobo JM (2002) Una metodología para predecir la distribución espacial de la diversidad biológica. *Ecología (ns)* 16: 151-178.
- Hortal J, Lobo JM, Martín-Piera F (2003) Una estrategia para obtener regionalizaciones bióticas fiables a partir de datos incompletos: el caso de los escarabeidos (Coleoptera, Scarabaeinae) Ibérico-Baleares. *Graellsia* 59: 331-344.
- Hosmer, D.W. & Lameshow, S. (2000) *Applied logistic regression*. John Wiley & Sons, New York.
- Keil P, Simova I, Hawkins BA (2008) Water energy and the geographical species richness pattern of European and North African dragonflies (Odonata). *Insect Conservation and Diversity* 1: 142-150.
- James A, Gaston KJ, Balmford A (2001) Can we afford to conserve biodiversity? *BioScience* 51: 43–52.

- Lawler J, O'Connor R, Hunsaker C, Jones K, Loveland T, White D (2004) The effects of habitat resolution on models of avian diversity and distributions: a comparison of two land-cover classifications. *Landscape Ecology* 19: 515–530.
- Lehmann A, Overton JM (2002) Regression models for spatial prediction: their role for biodiversity and conservation. *Biodiversity Conservation* 11: 2085–2092.
- Liaw A, Wiener M (2002) Classification and regression by random Forest. *R News* 2(3): 18–22.
- Lobo JM, Jimenez-Valverde A, Real R (2008) AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 17: 145-151.
- Lobo JM, Martín-Piera F (2002) Searching for a predictive model for species richness of Iberian dung beetle based on spatial and environmental variables. *Conservation Biology*, 16, 158-173.
- Luoto M, Toivonen T, Heikkinen RK (2002) Prediction of total and rare plant species richness in agricultural landscapes from satellite images and topographic data. *Landscape Ecology* 17: 195–217.
- Mackenzie DI, Royle JA (2005) Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42: 1105-1114.
- Marcer A, Sáez L, Molowny-Horas R, Pons X, Pino J (2013) Using species distribution modeling to disentangle realized versus potential distributions for rare species conservation. *Biological conservation* 166: 221-230. doi:10.1016/j.biocon.2013.07.001
- Marini MA, Barbet-Massin M, Lopes LE, Jiguet F (2009) Major current and future gaps of Brazilian reserves to protect Neotropical savanna birds. *Biological Conservation* 142: 3039–3050.

- Mateo RG, Felicísimo AM, Muñoz J (2011) Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural* 84: 217-240.
- Matern A, Drees C, Kleinwächter M, Assmann T (2007) Habitat modeling for the conservation of the rare ground beetle species *Carabus variolosus* (Coleoptera, Carabidae) in the riparian zones of headwaters. *Biological Conservation* 136: 618-627. doi:10.1016/j.biocon.2007.01.006
- McCullagh P, Nelder JA (1989) *Generalized Linear Models*, second ed. Chapman and Hall, London.
- Menéndez R, Thomas CD (2000) Metapopulation structure depends on spatial scale in the host-specific moth. *Wheeleria spilodactylatus* (Lepidoptera: Pterophoridae). *J Anim Ecol* 69: 935-951.
- Murray JV, Goldizen AW, O'Leary RA, McAlpine CA, Possingham HP, Choy SL (2009) How useful is expert opinion for predicting the distribution of a species within and beyond the region of expertise? A case study using brush-tailed rock-wallabies *Petrogale penicillata*. *Journal of Applied Ecology* 46: 842–851.
- Niamir A, Skidmore AK, Toxopeus AG, Noz ARM, Real R (2011) Finessing atlas data for species distribution models. *Diversity Distribution* 17(6): 1173-1185.
- Pearson RG, Dawson TP (2003) Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecol Biogeogr* 12: 361–371.
- Pearson RG, Raxworthy CJ, Nakamura M, Peterson AT (2007) Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *J Biogeogr* 34(1): 102-117.

- PEIT -Plan Estratégico de Infraestructuras y Transporte- (2005) Publishing in web:
<http://www.fomento.gob.es/NR/rdonlyres/2249C76D-91DD-43CF-9675-520A4A3456F1/16276/PEIT2005Capitulo04.pdf>. Accessed 21 may 2013
- Peterson AT, Vieglais DA (2001) Predicting species invasions using ecological niche modeling: new approaches from bioinformatics attack a pressing problem. *BioScience* 51: 363–371.
- Phillips SJ, Dudík M (2008) Modelling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31(2): 161-175.
- Phillips SJ, Dudík M, Elith J, Graham CH, Lehmann A, Leathwick J, Ferrier S (2009) Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications* 19: 181–197.
- Pickett STA, Cadenasso ML, Grove JM (2004) Resilient cities: meaning, models, and metaphor for integrating the ecological socio-economic, and planning realms. *Landscape and Urban Planning* 69:369-384.
- R Development Core Team (2008) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL:<http://www.R-project.org>.
- Razgour O, Hanmer J, Jones G (2011) Using multi-scale modelling to predict hábitat suitability for species of conservation concern: the grey long-eared bat as case study. *Biological Conservation* 144: 2922-2930.
- Rebelo H, Jones G (2010) Ground validation of presence-only modelling with rare species: a case study on barbastelles *Barbastellabarbastellus* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Journal of Applied Ecology*. doi: 10.1111/j.1365-2664.2009.01765.x

- Rodriguez JP, Brotons L, Bustamante J, Seoane J (2007) The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity Conservation. *Diversity and Distributions* 13: 243–251. doi: 10.1111/j.1472-4642.2007.00356.x
- Romo H, García-Barros E, Munguira ML (2006) Distribución potencial de trece especies de mariposas diurnas amenazadas o raras en el área ibero-balear (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperioidea). *Boletín de la Asociación Española de Entomología* 30: 25-49.
- Rubino MJ, Hess GR (2003) Planning open spaces for wildlife 2: modeling and verifying focal species habitat. *Landscape Urban Planning* 64: 89–104.
- Sánchez A, Pérez J, Jimenez E, Tovar C (2009) Los Odonatos de Extremadura. Consejería de Industria, Energía y Medio Ambiente. 344 pp.
- Sánchez-Fernández D, Lobo JM, Hernández-Manrique OL (2011) Species distribution models that do not incorporate global data mis represent potential distributions: A case study using Iberian diving beetles. *Diversity and Distribution* 17: 163-171.
- Sanderson EW, Jaiteh M, Levy MA, Redford KH, Wannebo AV, Woolmer G (2002) The human footprint and the last of the wild. *BioScience* 52 (10): 891-904.
- Seoane J (2005) Modelos Predictivos de distribución de aves esteparias en las islas orientales del archipiélago canario. Programa de seguimiento y planificación de especies amenazadas de Canarias “Centinela”. In web: http://www.uam.es/personal_pdi/ciencias/jspinill/publicaciones/AVES%20ESTEPARICAS%20ISLAS%20ORIENTALES%20-%20modelos%20predictivos.pdf. Accessed 04/03/12.
- Seoane J, Bustamante J (2001) Modelos predictivos de la distribución de especies: una revisión de sus limitaciones. *Ecología* 15: 9-21.

- Skidmore AK, Turner BJ (1992) Map accuracy assessment using line intersect sampling. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 58: 1453–1457.
- Stöckli R, Vermote E, Saleous N, Simmons R, Herring E (2005) The Blue Marble Next Generation – A true color earth dataset including seasonal dynamics from MODIS. Published by the NASA Earth Observatory.
- Stockwell DRB, Peterson AT (2002) Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling* 148: 1-13.
- Suri M, Hofierka J (2004) A new GIS-based solar radiation model and its application to photovoltaic assessments. *Transaction in GIS* 8: 175-190.
- Tamayo P (2007) Análisis Faunístico en Estudios de Impacto Ambiental en el periodo de 1988 a 2003. ¿Abordados con seriedad o son mero trámite? IV Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental (IV CONEIA).
- Tamayo P, Pascual F, González A (2014) A review of mitigation measures of roads in insects. *Biodiversity and Conservation*.
- Thuiller W, Lavorel S, Araujo MB, Sykes MT, Prentice IC (2005) Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102: 8245–8250.
- Torralba Burrial A (2008) Medidas de conservación para odonatos. I Jornadas sobre la Conservación de los Artrópodos en Extremadura: 91-102.
- Underhill J (2002) Roads and Wildlife: A study of the effects of roads on mammals in roadside habitat. Thesis of the University of Birmingham.
- USGS (2004) Shuttle Radar Topography Mission, 1 Arc Second scene SRTM_u03_n008e004, Un_lledUn_nished 2.0, Global Land Cover Facility, University of Maryland, College Park, Maryland, February 2000.

- Vallecillo S, Brotons L, Thuiller W (2009) Dangers of predicting bird species distributions in response to land-cover changes. *Ecological Applications* 19: 538-549.
- Van Swaay C, Cuttelod A, Collins S, Maes D, López Munguira M, Šašić M, Settele J, Verovnik R, Verstrael T, Warren M, Wiemers M, Wynhof I (2010) European Red List of Butterflies. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Verdú JR, Galante E (2006) Eds. Libro Rojo de los Invertebrados de España. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid 411 pp.
- Verdú JR, Galante E (2009) eds. Atlas de los Invertebrados Amenazados de España (Especies en Peligro Crítico y En Peligro). Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente. 340 pp.
- Waldhardt R, Simmering D, Otte A (2004) Estimation and prediction of plant species richness in a mosaic landscape. *Landscape Ecology* 19: 211–226.
- Warren MS, Munguira ML, Ferrín J (1994) Notes on the distribution, habitats and conservation of *Euphydryas aurinia* (Rottemburg) (Lepidoptera: Nymphalidae) in Spain. *Ent Gaz* 45: 5-12.
- Wiens JA, Rotenberry JT, Van Horne B (1987) Habitat occupancy patterns of North American shrubsteppe birds: the effects of spatial scale. *Oikos* 48: 132–147.
- Wilson RJ, Roy DB (2009) Butterfly population structure and dynamics. In: Settele J, Shreeve TG, Konvicka M, Van Dyck H (eds) *Ecology of butterflies in Europe*. Cambridge University Press, Cambridge: 81–97
- Yee TW, Mitchell ND (1991) Generalized additive models in plant ecology. *J Veg Sci* 2: 587-602.

CAPÍTULO 4

A review of mitigation measures to reduce the negative effect of roads on insects

Pilar Tamayo Muñoz, Felipe Pascual Torres, Adela González Megías

Journal of Environmental Management

ABSTRACT

The negative effects of roads on wildlife are well documented but usually largely ignored when planning a linear infrastructure. Currently, abundant evidences suggest that roads have strong negative effects not only in vertebrates, but also in insects. Therefore, an effort needs to be done to prevent, mitigate and/or compensate for the adverse impacts of the road on the environment. This paper aims to conduct a review of the existing work so far related to the mitigation of the impact of roads on insects. The key objective is to detect those cases where mitigation measures on roads favour the presence of a group of insects.

Keywords: Insect mortality; roads; biological corridors; landscape fragmentation.

INTRODUCTION

The negative effects of roads on wildlife, mainly vertebrates, are in general well documented (Spellerberg, 1998; Trombulak and Frissell 2000; Coffin 2007; Benítez-López et al. 2010; Tamayo et al. under review). However, such information has had very little influence on road-planning decisions (Roedenbeck et al. 2007). Therefore, an effort needs to be made to prevent (Underhill and Angold 2000), mitigate and/or compensate for (Cuperus et al. 1996; Cuperus et al. 1999) the adverse impacts of the roads on the environment.

Some of the negative effects of the construction could be mitigated substantially by using simple spatial models that assess traffic, network location, and status of habitats with respect to the road, but also its effects on fragmentation, degradation, and habitat loss (Jaeger et al. 2006). Additionally, these models need to take into account topography, soil layer, and re-vegetation (Valtonen et al. 2007). For example, according to Forman (2005), the best location of a road that lies between two patches of large habitats would be the midpoint between the two patch edges. In this case, both the edge affect and fragmentation would be reduced. Different countries in Europe (Spain, France, Holland, Switzerland, and Germany) have developed manuals (Iuell et al. 2003; SETRA 2005; MMA 2006; MMARM 2008; 2010; FGSV 2008) displaying numerous techniques to mitigate the barrier effect, mainly for vertebrates (Glista et al. 2009), although most of these measures do not take insects into account. Given all the above premises, successful planning of roads requires a coordinated approach among different agencies, builders, management authorities, local governments, public service managers, landowners, and conservationists of nature (Viles and Rosier 2001).

Currently, abundant evidences suggest that roads have strong negative effects on insects (see Tamayo et al. for a review). For example, for some species of beetles and bumblebees roads can constitute a barrier to their movement (i.e. Keller and Lardiadèr 2003;

Bhattacharya et al. 2003). One of the most important effects of linear infrastructures is the change in the species composition of insects living nearby. This occurs because some species prefer these types of habitats. For example, generalist insect species usually increase their abundance near roads (i.e. Knapp et al. 2013). Similarly, the effect of roads and highways can be conducive to ants because these insects benefit from animals killed on the road (Samways et al. 1997; Tshiguvho et al. 1999; Itzhak 2008) and for some herbivorous insects that feed on N-increased plants typical of roadsides (e.g. Ries et al. 2001; Martínez and Wool 2006).

The mitigation measures for roads include, among other aspects, the construction of overpasses or underpasses (Grilo et al. 2010; Georgii et al. 2011) and focus on the vegetation from the areas adjacent to roads as potential microhabitats for species crossing the thoroughfare (Johnson and Collinge 2004; Jacobson 2005; Rytwinski and Fahrig 2007; Bond and Jones 2008; Mata et al. 2008; Bissonette and Rosa 2009). Since the 1950s, public interest began to be aroused in England for the conservation of roadsides, due mainly to concerns about the application of herbicides to control weeds (Way 1977). Roadsides can be maintained as similar to the original unperturbed habitats in an attempt to compensate for the original habitat loss that occurs during construction (Cuperus et al. 1999; Morris et al. 1994, Valtonen et al. 2007). There is a general increase in highways and roads throughout Europe. For example, in the Netherlands the roadsides are estimated to cover about 2% of the total land area (Schaffers 2000). For insects, the importance of roadside-verge maintenance and the potential mitigating effect is quite unknown (Seibert and Conover 1991; Raemakers et al. 2001). Some authors have suggested that roadsides act as habitats and corridors for some insect species, which find this new habitat ideal for oviposition and feeding (Zielin et al. 2010). Valtonen et al. (2007) state that appropriate road management might create new habitats conducive to the development of different species of plants and insects.

This paper provides a review of the research to date related to the mitigation of the impact of roads on insects, with a key objective: to detect cases where mitigation measures (edges, medians, intersections, overpasses or underpasses) on roads or the very existence of the road, may favour the presence of an insect group.

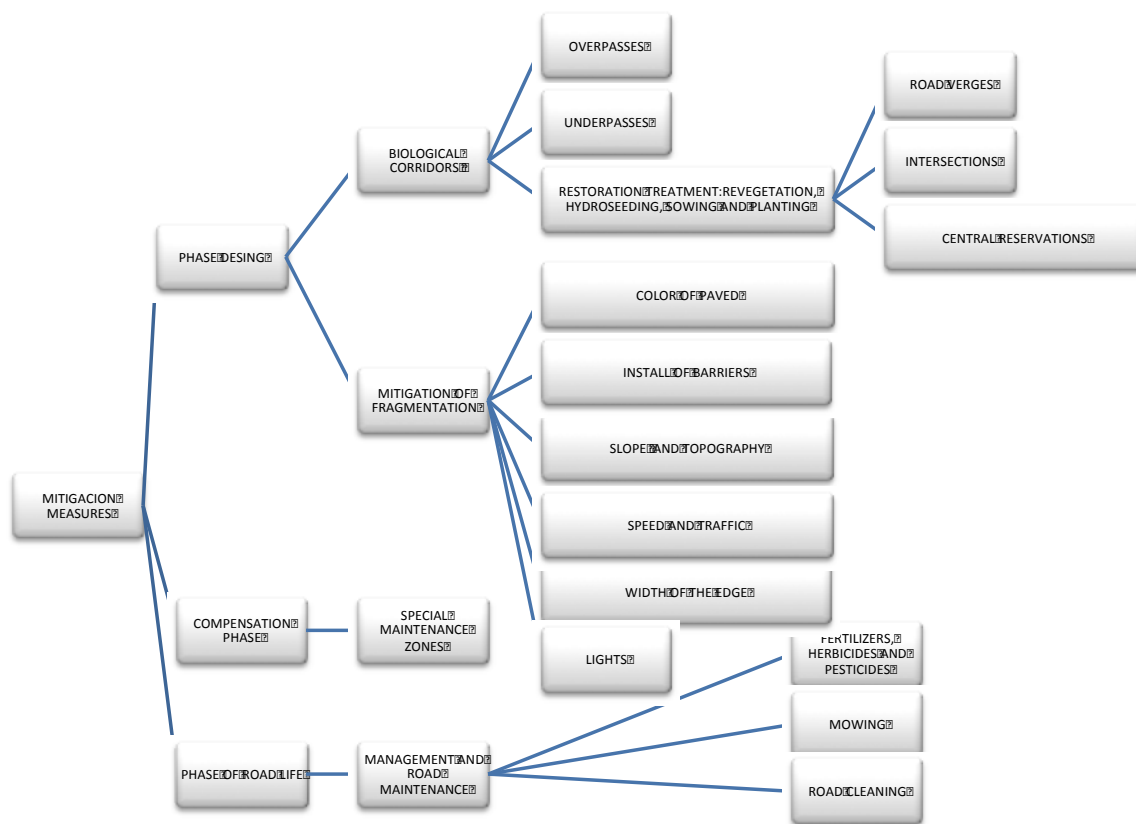
MITIGATION MEASURES ON ROADS

The mitigation measures proposed for roads on wild fauna will be differentiated into two types (Fig. 1): 1) those that are used in the design phase of the infrastructures, which correspond to those built during the construction phase and associated with a specific project and budget; and 2) those that take place mainly during the phase of the road life. The management of the mitigation measures in this latter phase are associated with promoter activity (which is usually a public or a contracted service, as in toll roads). Usually, the measures selected by the project manager involve less economic investment (Glista et al. 2009).

The mitigation measures associated with the design phase are multiple, and encompass different non-exclusive objectives. Some of these focus on reducing the impact of fragmentation of natural populations and thereby reducing road kills, such as paying special attention to vegetation along the edge of the roads, the colour of the pavement etc. (Hayward et al. 2010, Fig 1). Other measures are related to creating corridors and increasing the connectivity between the two sides of the roads, such overpasses and underpasses (Evink 2002). The roadsides could have two fundamental functions for animals and plants, i.e. acting as refuges for wildlife and as corridors between natural areas (Van der Muren et al. 2003). The value of roadsides as corridors depends largely on management and maintenance (Spalding 2005), as they are often also sources invasion of weeds and wild predators

(Simberloff and Cox 1987). According to Ries et al. (2001), some countries are including integrated management of roads, for insect protection, restoring native vegetation on road margins and restricting the use of herbicides and mowing. Currently, effective mitigation measures for most insect groups, such as butterflies, have not been properly studied (Cuperus et al. 1996).

Figure 1: Type of mitigation measures on road to protect insects.



In the operational phase of roads, one of the most important measures that must be implemented is the management and maintenance of the vegetation in the areas surrounding or associated with the road (Hopwood 2010; Fig. 1). The main measures to ensure the safety of the road involves the use of fertilizers for desired plants together with pesticides and herbicides to control weeds and insect pests, etc., as well as mowing and road cleaning (Parr and Way 1988; Saarinen et al. 2005).

Ideally, many authors have suggested that the best way to eliminate the impact of linear infrastructure is by not building them or for the road to run as far as natural areas as possible (Andrews 1990; Jaeger et al. 2006; Noordijk et al. 2006). Other authors have also suggested that the construction of new roads can be avoided by improving existing ones (Jaeger et al. 2006). Basically, many authors encourage the government and the managers to minimize the effects of road on insects by reducing the density of roads and the extent to which roads sprawl across the landscape (Haskell 2000).

When the road construction cannot be avoided is when the mitigation measures are necessary, first during the design phase of road, and later during the operation phase:

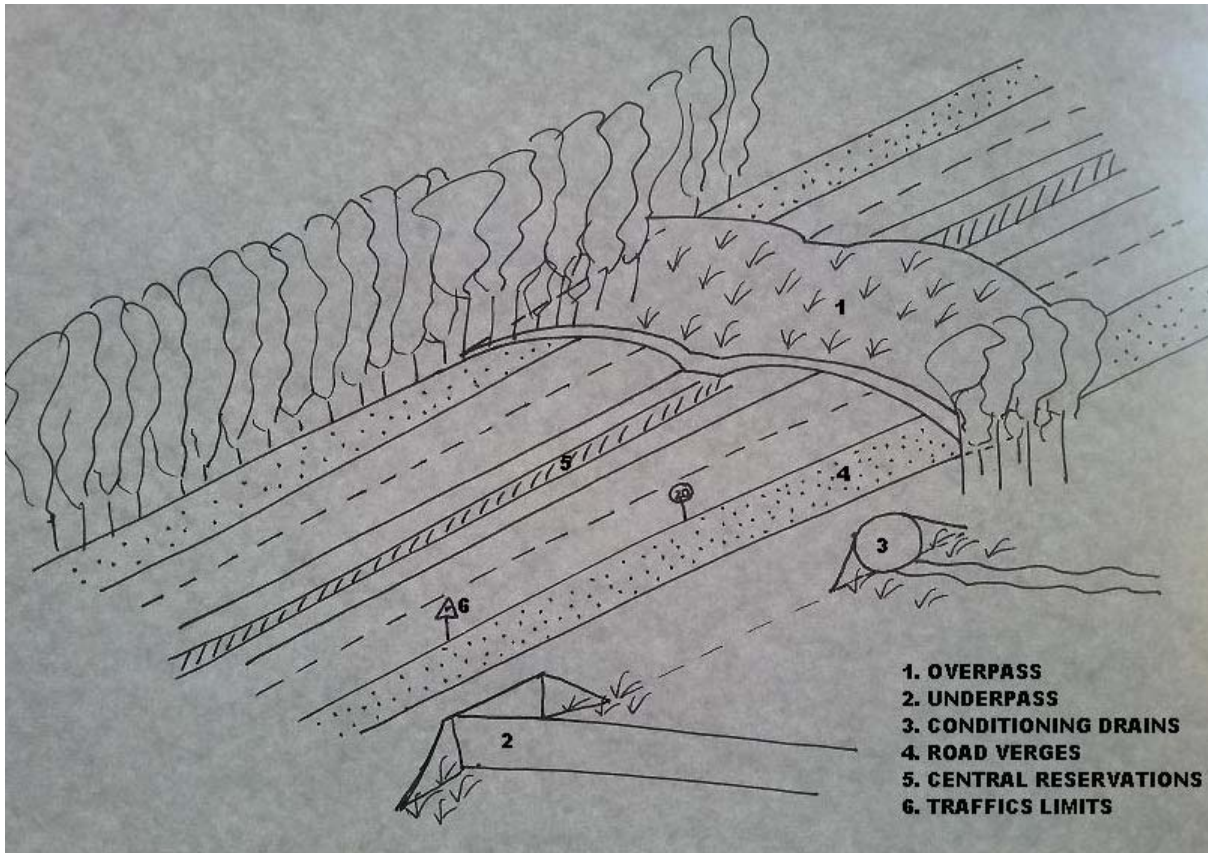
1) DESIGN PHASE OF THE ROAD

1.1) Structural design measures: roads as biological corridors

To avoid the negative effects of habitat fragmentation on animals and to minimize the loss of connectivity between fragments on either side of the road, ecological corridors need to be constructed (Eversham and Telfer 1994; Raemakers et al. 2001; Ries et al. 2001; Saarinen et al. 2005). Ecological corridors allow insect individuals that have relatively limited dispersal capability to move from one area to another, promoting population connectivity, and even the colonization of different areas (Vermeulen 1994) to potentially act as a metapopulation (Opdam 1990).

According to the literature, roads can act as biological corridors when combining appropriate road verges with under- and overpasses connecting the two sides of the road (Fig. 2).

Figure 2: Situation of mitigation measures on road to protect insects.



Overpasses and underpasses

The effect of road as a barrier for animals varies according to the road type, width, presence of fences, etc. (Jaeger et al. 2006). To minimize the barrier effect and facilitate animal movement, two types of infrastructures have been designed (Cuperus et al. 1996; Iuell et al. 2003): 1) structures for crossing above the road (overpasses; Fig. 2), and 2) structures for crossing below the road (underpasses; Fig. 2). The number, type, configuration, and placement of such structures is determined according to the ethology of the species that are considered most important in the study area to act as a guide for the placement of the suitable types of crossing structures (Jaeger et al. 2006).

Assessment of the effectiveness of over- and underpasses for insects is not easy (Noordijk et al. 2006). Some authors have used infrared video cameras to monitor the use of overpasses (Pfister et al. 1999). Insects such as beetles, grasshoppers, and spiders effectively use overpasses when the vegetation covering the pass is similar to the original habitat (Pfister et al. 1999; Rietze 2002; Iuell et al. 2003; Noordijk et al. 2006; Georgii et al. 2011). Grasshopper species are not able to cover distances greater than 300 m to the ecoduct (or green bridge), when the original habitat has been altered during the road construction (Georgii et al. 2011). This is important because grasshopper movements before the construction of the road did not avoid any direction but 70% of adults of grasshoppers headed in opposite direction from the road and only 30% headed towards the infrastructure. In most ecoducts, the diversity was smaller for these groups of animals mainly because these structures did not have specific requirements that the species needed, such as appropriate microclimatic shelter conditions (De Vries et al. 1996). On the contrary, underpasses seem to be used mainly by species associated with moist and wet habitats (Rietze 2002; Iuell et al. 2003). Over- and underpasses are critical for stenotopic species and less mobile ones, since their movement to the other side of the road depends on these structures (Vermeulen 1994).

Among the solutions to provide connectivity between fragments isolated by roads, overpasses for wildlife are one of the more expensive alternatives (PMVC 2003; Corlatti et al. 2009). Moreover, for the passes to be effective it is necessary to have extensive knowledge of the biology and behaviour of the species, which sometimes requires a long period of study (Georgii et al. 2011; Clevenger et al. 2001). In Europe, wildlife overpasses vary in width from 3.4 m to 870 m (Evink 2002), proving to be efficient for a variety of animals including invertebrates. In general, the structures of at least 60 m were more effective than the structures that were less than 50 m wide. Georgii et al. (2011) found that only 5% of beetles crossed roads without overpasses whereas the 60% of beetle species

crossed roads with overpasses. Insect preference for wider structures seems to be related to the higher diversity of plants and microhabitat in general that can be used by the individuals (Georgii et al. 2011).

Underpasses are also used by flying insects, as has been observed for butterflies crossing underpasses of 2.4 meters wide, 1.8 meters high, and with a length of about 25 meters in Australia (Department of Transport and Main Roads 2010). Other options for Odonata include constructing temporary tunnels (Riffell 1999) over sections of roads with high mortality to prevent dragonflies from crossing at car level or resting on the road surface.

According to Georgii et al. (2011), it is necessary to follow some basic rules when designing wildlife passages (upper or lower): 1) Not all species are equal, so it is probably necessary to adapt the structures used for mammals to insects. 2) In the planning phase of the road, the potential distribution of the species need to be known in order to determine which species inhabit the area, and act accordingly when designing the passes. 3) Prioritize the construction of the passes to more sensitive species. 4) Native habitats should be studied at the initial location of the road, to design the landscape restoration so as to match the surroundings. 5) Increase the effectiveness of the passes by expanding and improving the quality of the nearby habitat.

Installing barriers

Barriers located on the roadsides are effective mainly for flying insects such as butterflies. In this case, the barriers installed force the individuals to fly higher, this reducing their mortality (Zielin et al. 2010). The barriers are usually fences, nets, and concrete structures located at

key sites to alter the movement of butterflies (Zielin et al. 2010). The barrier height usually depends on the height of the terrain or vegetation on both sides of the road.

Roadside verges, intersections, and central reservations

Many studies support the contention that the edges of the roads, the central reservations, and the intersections can act as dispersal routes and/or temporarily as habitats for insect species (Vermeulen 1995; Raemakers et al. 2001; Koivula 2003; Koivula et al. 2005; Spalding 2005; Schaffers et al. 2011). Forman and Alexander (1998) define the edges of the roads as a band adjacent to the road that is more or less intensively managed and typically dominated by herbaceous vegetation. Both margins (especially in regional roads and highways), the slope of the road-in-trench or ditch, and the central reserves can serve as wildlife refuges (Way 1977; Vermeulen et al. 1994; Seiler 2001; Koivula et al. 2005; Saarinen et al. 2005; Spalding 2005; Le Viol et al. 2008; Noordijk 2009; Hopwood 2010). These areas can play a key role as corridors for dispersion, but also can act as temporary or permanent habitats (Keals and Majer 1991; Vermeulen 1993; Haddad 2000; Wynhoff et al. 2011; Farji-Brener and Ghermandi 2000), mainly for species that depend directly on semi-natural grasslands (Persson 1995; Parr and Way 1988; Hopwood 2010; Schaffers et al. 2011). Besides these are additional beneficial effects of the conservation of these areas because the wildflower species growing in roadside verges attract many beneficial insects, such as pollinators (Free et al. 1975; Hopwood 2010). These allow pollinator species to increase the extent of their movement to largest areas of the country that would be inaccessible without these corridors (Free et al. 1975).

Intersections and medians (central reservations) are defined as strips of land, which divide freeway or highway lanes and usually create artificial habitats (Koivula et al. 2005;

Valtonen et al. 2007). The central reservations act as places of refuge for invertebrates whose predators are unable to cross the road (Port and Thompson 1980; Spalding 2005). However, the insect community is in general less diverse than the one found along the margins of the roads (Saarinen et al. 2005).

The ecological potential of all these areas to improve insect life and diminish their mortality due to traffic is recognized by various governments (Raemakers et al. 2001). Some authors have indicated that the insect species visiting these areas are similar to the ones in adjacent habitats (Kleukers et al. 1997; Raemakers et al. 2001). On the contrary, Seiler (2001) found that these areas are usually used by less demanding and generalist species because they are less sensitive to disturbance and pollution from the road and its traffic. Nevertheless, in some cases road verges have been reported to be used by rare and endangered insect species (Raemakers et al. 2001). Indeed, according to fauna inventories, roadsides should be considered as refuges for various arthropod species included in the red list of threatened species (Free et al. 1975; Way 1977; Munguira and Thomas 1992; DeMers 1993; DeKoninck and Grootaert 2001; Sayer 2002; Helden and Leather 2004; Le Viol et al. 2008; Noordijk et al. 2009; Hopwood 2010). Therefore, these areas represent an added value for the conservation of wildlife mainly when such areas closer to protected areas (Wynhoff et al. 2011). Plant species on the margins prove to be more diverse in some areas around arable lands, mainly when mowing is applied to maintain the road (Hovd and Skogen 2005). Insect diversity in these areas is positively related to the diversity of plant species in the margins, which increases as secondary succession proceeds to intermediate habitats (Brown and Hyman 1986; Steffan-Dewenter and Tschardtke 1997; Valtonen et al. 2007). Even areas with linear zones of vegetation that remain surrounded by farmland can be a refuge for invertebrates as well as a corridor for their movement (Joyce et al. 1999; Farji-Brener and Ghermandi 2000). In any case, the roadsides have been used as a place to hibernate for a

large number of arthropods, mainly beetles (carabid and curculionid species) and spiders (Le Viol et al. 2008; Schaffers et al. 2011).

There are measurements that are necessary to consider during all the phases of road construction to ensure that road-side verges will be suitable habitats for insect wildlife in general, and insects in particular. For example, in the construction phase of the road, it is important not only to carefully select the plant species to be used to restore road margins, but also the topography of the road margins (Morris et al. 1994). For plant selection the species in the surrounding the area should be considered, and topography will provide a variability of moisture conditions to ensure the creation of microhabitats that can be colonized by different butterfly species (Morris et al. 1994; Valtonen et al. 2007). On the contrary, for ground-nesting bees, although the expected result was higher nest abundance in areas with south-facing slopes, where the bees maximize the absorption of solar radiation in order of the thermal regulation of the nests, there was no difference between slopes (Hopwood 2008). Stone walls on the slopes of the road margins increase the diversity of insects by providing additional microhabitats for some species (Spalding 2005).

Not only the plant diversity affects the quality of road margins for insects but also verge width (Keals and Majer 1991; Munguira and Thomas 1992; Vermeulen 1993; Underhill and Angold 2000; Ries et al. 2001; Saarinen et al. 2005; Skórka et al. 2013). Some authors suggested that up to 20 m of road margins are necessary to guarantee the use of such habitats as corridors for many insect species (Samways et al. 1997; Keals and Majer 1991; Sustek 1994). While Raemakers et al. (2001) found no correlation between the number of insect species and the width of the roadsides, Hopwood (2008) found no difference in bee richness or abundance when comparing a road edge ranging from 18 to 84 meters widths. The width of the margins of roads is usually considerably narrower, less than 10 m (Saarinen et al. 2005).

However, one of the main criticisms in most studies on the effect on the management and maintenance of grassland plant communities is the lack of baseline data prior to restoration treatment (Larsen 2012). In this review, we offer information on some specific insect groups:

Lepidoptera

Road margins are used by more than 42% of British Lepidoptera species (Way 1977). In Finland, roadsides areas can be considered important reserves for this insect group, with nectar availability (related to plant diversity) being the limiting factor for butterflies and the height of the vegetation for moths (Saarinen et al. 2005). In other places, it also been observed that these areas are suitable sites for butterfly reproduction (Dover 1996). In other areas, when roadsides have been appropriately restored with native vegetation, butterfly diversity increased (Ries et al. 2001; Shepherd and Debinski 2005), mainly because the diversity of habitat specialists increased (Ries et al. 2001). Many species use these areas because of the high nitrogen content in plants due to vehicle emissions (Port and Thompson 1980; Weiss 1999; Truscott et al. 2005). Increased plant diversity decreases the probability that some insects will defoliate trees and shrubs (Skórka et al. 2013).

For the use of road margins by butterflies and moths to increase, these shelters should be as wide as possible, and with an irregular topography, surrounded by hedges of native plants (Munguira and Thomas 1992; Morris et al. 1994; Oostermeijer and Van Swaay 1998; Ries et al. 2001; Valtonen et al. 2007; Skórka et al. 2013). Additionally, the maintenance of high grassland cover in the vicinity of the roads will also increase the use of road margins as habitat for butterflies (Skórka et al. 2013).

For intersections, Valtonen et al. (2007) found that butterfly species richness was similar to that in the surrounding natural areas when these artificial areas were older than 25 years and mowing was performed during the summer for road maintenance.

Coleoptera

Roadsides could be used as corridors for dispersal of carabid beetles associated with open spaces, mainly in major infrastructures that have wider margins (Vermeulen 1993, 1994; Varchola and Dunn 1999; Niemela 2001; Koivula 2005; Schaffers et al. 2011). According to Sustek (1994), the width of a biological corridor should not be less than 15 m, to be used by forest carabid species. Wider corridors provide to the carabid species with different microhabitats, encouraging wider species diversity (Sustek 1994). For example, Eversham and Telfer (1994) found that 66 carabid species used roadsides as refuge and reproduction sites, 22 of them stenotopic heathland species and 19 threatened at the national or local level. Major et al. (1999) found that the strips of vegetation along the road (verges) still represent useful habitats for many species of woodland invertebrates, with 64% of woodland beetle species being present in these areas in Australia. Joyce et al. (1999) found that to improve hedgerows as habitats for carabid beetles, it is necessary to enhance vegetation covers. Beetle diversity was positively related to flower plant diversity (Luka et al. 2006; Skórka et al. 2013). Woody road hedges can play an important role for the overwintering of predaceous beetles from agricultural landscape around the roads (Bohac et al. 2004). This idea is supported by Varchola and Dunn (1999), who found that, during winter, carabid beetles selected roadsides where the vegetation is thicker.

For road divisions, Koivula et al. (2005) pointed out that when road was of recent construction, some of the individuals in these areas were brought with the soil added for

landscape restoration while others came from habitats adjacent to the road. However, as over time after the construction of the road, only the beetle species that adapt or persist in perturbed habitats are found.

Hymenoptera

Ant communities are often structured by vegetation characteristics in relation to prey abundance, intraspecific and interspecific competition and geographical differences (Dauber and Wolters 2000). Therefore, road construction and management have direct and indirect effects on ant communities (Tshiguvho et al. 1999). Usually road construction reduces the abundance of ants because of nest destruction and changes in vegetation structure, which provoke new conditions of the soil, leading to changes in microclimate and food availability (Kruess and Tschardtke 2002; Armbrrecht et al. 2004). Very little is known about the effect of different types of management and maintenance of vegetation along roads on the presence and abundance of ants (Wynhoff et al. 2011). However, some authors have found that some species used roadsides as shelter and corridors (DeMers 1993). When roadsides are relatively wide and covered with natural vegetation, the ant community is similar to that found in adjacent areas (Keals and Majer 1991; Major et al. 1999). Moreover, roadsides support high ant diversity compared with adjacent landscapes such as urban or agricultural landscape when these areas have diverse native vegetation (Samways et al. 1997; Tshiguvho et al. 1999). However, not all ant species respond equally to roadsides; for example, seed-harvester ants were more abundant on roadsides than in the surrounding habitats, but this pattern was not found for scavenger species (Itzhak 2008). Some authors have explained the increased diversity of ants in roadsides vs. pastures and agriculture fields as the result increased plant

diversity in these areas because of mowing, favouring ant species (Golden and Crist 2000; Wynhoff et al. 2011).

In the case of bumblebees, Parr and Way (1988) observed that the margins of roads in Britain were breeding habitats for different species. More than 47% of the bumblebee species in England can be found along roadsides (Way 1977). Bee diversity also increased along the margins of the road when the floral resources increased after restoring the area with native plants (Hopwood 2008; Sjödin et al. 2008).

Revegetation, hydroseeding, sowing, and planting

It is important to take special measures in the adjacent areas of the road to enhance their role as corridors during the restoration works (Egan and Harrington 1990; Hopwood 2010). Some of these measures include restoring margins of intersections and central reservations with plants (ideally with native plants), in order to control soil erosion, reduce maintenance costs, improve road safety, and restore the original natural ecosystem (Egan and Harrington 1990; Le Viol et al. 2008; Hopwood 2010; Entrix 2012; Hopwood 2013). Indeed, the sowing of plant species, less frequent mowing, and the maintenance of grassland along the roadsides are recommended actions for the conservation of butterflies (Skórka et al. 2013). This measure must be clearly defined in the design phase of the road to provide suitable habitats, food, and shelter for a large community of arthropods. Planting native plants reduces soil erosion of the slopes, naturally controls weeds, reduces the cost of road maintenance (mowing and herbicides), reduces runoff, retains the snow in the cold season, and is aesthetically pleasing (Hopwood 2010; Hopwood 2013).

Professionals involved in the planning and design of infrastructures should take into account the influence of the proposed remedial measures and its impact on biodiversity, since there is a good correspondence between the appearance of insects in general and plant communities present along the roadsides (Raemakers et al. 2001), noting that the habitat of many species actually consists of several partial habitats that may be spatially separated (Westrich 1996). For example, the planting of woody species, has received little attention in the restoration of roads, even though this would help consolidate its role as a refuge for forest species (Le Viol et al. 2008).

1.2) Other measurements to mitigate fragmentation

Besides the structural-design measures to mitigate the effect of roads on insects during the design phase, it is also important take into consideration other measures that could help to mitigate the fragmentation of insect populations (Fig. 1). The following are a set of more specific measures to avoid or minimize habitat fragmentation:

Colour of the tarred roads

A high proportion of insects are killed when crossing the road (Tamayo et al. under review). Some of this effect could be reduced if drivers can detect the animals on the road, such as for example dung beetles (Hayward et al. 2010). These authors recommend changing the colour of the asphalt used to pave roads to reduce dung beetle mortality (Hayward et al. 2010).

Avoiding lighting

Insects are attracted to light of different origins and light used on roads in tunnels or even those used by cars is no exception. Some studies have suggested avoiding the use of lights and illuminated signs in tunnels to reduce the attraction to insects, which in turn attract bats and thereby indirectly increase the mortality of all these animals, (Department of Transport and Main Roads, 2010). In some areas of butterfly migration, ultraviolet light is used under an elevated section of the road to redirect the butterflies from other parts of the road (Smith 2007).

Speed limits and traffic

Some authors have found a strong positive correlation between traffic intensity and insect mortality (McKenna et al. 2001; Seshadri and Ganesh 2011), which can negatively affect the demography of some species (McKenna et al. 2001). Therefore, many authors have suggested a reduction in speed in some areas of the road to reduce insect-vehicle collisions (Riffell 1999; Luce and Crowe 2001; Hayward et al. 2010; Melis et al. 2010), mainly in protected areas (Rao and Girish 2007). The reduction of traffic speed is already a measure used in many areas in USA (Wildlife and Road 2013). Speed is limited to 20 km/h during daylight to protect insects, especially pollinators (Wildlife and Road 2013). In Kruger National Park (South Africa), the speed is limited to 50 km/h to reduce dung beetle collision, for example (PMVC 2003). In Taiwan National Freeway Bureau, during the migration period of some butterfly species, the speed is limited to 60 km/h (The Republic of China Yearbook 2012).

Some authors are even more restrictive and propose the prohibition of traffic during nights and reduce the traffic during the day to 75-100 vehicles/hour in some areas (Seshadri

and Ganesh 2011). Other authors focusing on Odonata species have proposed a speed limit to 24 km/h in Wisconsin (Soluk and Moss 2003).

2) ROAD-LIFE PHASE: MANAGEMENT AND ROAD MAINTENANCE

In the operational phase of roads, one of the most important measures needed is the management and maintenance of the vegetation in the road verges, central reservations, and intersections (Hopwood 2010). Currently, the main criteria used by the authorities to maintain the roadsides are, first road safety, and second the cost (Parr and Way 1988; Saarinen et al. 2005).

The vegetation planted on the roadside grows, affecting road safety by, for example, increasing the risk of fires and by striking vehicles when plants invade the roads (Saarinen et al. 2005; Valtonen et al. 2007). The maintenance work usually involves pruning, mowing, and/or spraying of herbicides (Andrews 1990). This work affects the flora and fauna of these areas (Andrews 1990), even insects such as Lepidoptera (PMVC 2003; Wynhoff et al. 2011). Insects are positively affected only if invasive trees are eliminated from the edges, and selective pruning opens large areas of lower vegetation (Noordijk et al. 2008).

Vegetation management methods in many cases limits the growth of some plants and even inhibits the production of flowers that represent the food of many insects, affecting many insect groups such as pollinators, herbivores, etc. (Free et al. 1975; Zielin et al. 2010; Wynhoff et al. 2011).

Fertilizers, herbicides, and pesticides

Insects can be affected by some of the maintenance work associated directly with the road, by the use of pesticides, or indirectly by the use of herbicides and fertilizers (Entrix 2012). Public interest in preserving the roadsides was first developed in England in 1950, out of concern for the control of the "weeds" by herbicides (Way 1977). The use of herbicides in road maintenance reduces the abundance of butterflies, bees and other insects (Commission for Environmental Cooperation 2008; Hopwood 2010; Russell and Schultz 2010; Entrix 2012; Larsen 2012), although other groups such as carabid beetles are not visibly affected (Larsen 2012).

The use of other common substances, such as fertilizers, on roadsides and medians also seem to have an strong effect on insects (Munguira and Thomas 1992). A reduction of the use of fertilizers positively affect many insect; species (Erhardt 1985; Haaland et al. 2011).

Clearly, the pesticides used in many cases to prevent the outbreak of some insect species exert one of the most direct impacts on insects. Even pesticides applied in low doses may not directly kill some insects such as pollinators but may affect their behaviour, reducing their ability to fly and orient themselves (Hopwood 2010). Hopwood (2010) provides a number of recommendations to be taken into account when the application of pesticides on roads is absolutely necessary: (1) to use the lowest concentration possible as well as formulations are offer the least threat to insects in general; (2) to avoid the use of microencapsulated herbicide that bees identify as pollen granules; (3) to avoid diffuse applications and focus on target plants; (4) to use manual application, avoiding non-target plants; and (5) to apply pesticides only when pollinators are not active, i.e. at night or during seasons when there are no flowers.

Mowing

One of most extensive treatments in the management and maintenance of roads is mowing, with the aim of reducing the soil cover (Valtonen et al. 2007) and controlling the vegetation height (Way 1977). This measure is applied in all countries to almost all roads and roadsides to ensure traffic safety by enhancing visibility for drivers, providing space for vehicles to stop alongside the road if necessary (Hopwood 2013), and preventing the invasion of the roads by vegetation (Noordijk 2009; Hopwood 2010). Although there is some evidence suggesting that mowing can negatively affect insect species (Humbert et al. 2009), the ecological consequences of mowing are largely unknown (WallisDeVries et al. 2002; Dennis et al. 2007; Hopwood 2008). Some authors have stated that an annual mowing directly harms a high number of species on a short-term base but over the long term reduces the shrubs cover and thus enhances insect diversity (Pellet and Wunderlin 2009). According to this, Dover and Sparks (2000) proposed an annual mowing to ensure traffic safety, but only where necessary in order to ensure differences in vegetation height.

Roads constitute potential habitats for grassland species adapted to the management through regular mowing (Saarinen et al. 2005). The first consequence of mowing is a drastic reduction of net primary productivity (Larsen 2012). However, there is no recommendation of the best period for mowing to diminish the effects on insect life cycles (Valtonen et al. 2007). While a frequent mowing during the first growing seasons to control the growth of weeds might be necessary, a continuation of this activity during the following years reduces native plant growth (Hopwood 2010). Also, frequent mowing reduces the number of flowers that are the resources of many insect species (Fussell and Corbert 1992).

A better understanding of the effect of mowing on insects is necessary to develop guidelines for conservation and management of roads that ensure the safety of arthropods (Thomas and Morris 1994; Thomas et al. 2004). Grill et al. (2008) suggest that mowing regimes should be adapted appropriately to the area and the species affected.

Some studies have been made on this topic for specific insect groups:

Lepidoptera

In the case of butterflies and moths, mowing can be particularly important because these species depend of plants to develop the different stages of their annual cycle (Munguira and Thomas 1992; Carter and Anderson 1987; Valtonen et al. 2006).

Mowing is usually done annually in summer or bi-annually in late September/October and in early May (Carter and Anderson 1987; Johst et al. 2006). To reduce the impact of this activity on butterflies some authors have proposed measures such as reducing or delaying mowing (Hellström 2004; Wettstein and Schmid 1999; Valtonen et al. 2006), to mow only in some areas of the roads, such as intersections creating a mosaic of habitats (Munguira and Thomas 1992; Valtonen et al. 2007), or even to mow the two sides of the road at different times (Skórka et al. 2013). Because mowing affects butterflies during the flying period (Johst et al. 2006), some authors proposed to mow once a year or once every two or three years and at times when butterflies are not flying (Carter and Anderson 1987; Johst et al. 2006; Grill et al. 2008). For other butterfly species, however, the necessary period to stop this activity is when the insect is locating plants to lay eggs, i.e. between mid-June and mid-September (Wynhoff et al. 2011). Mowing once a year in the early spring or late autumn, when

pollinators are less active, or mowing every few years, may have the least impact on pollinators (Hopwood 2013).

Coleoptera

Some studies seem to indicate carabid beetles can be positively affected by mowing because they prefer open areas (Noordijk et al. 2008). Mowing on the margins of the road once or twice a year boosted the abundance of beetles and probably that of other insect species (Noordijk et al. 2010).

Hemiptera

This group of insects can be negatively affected when mowing is not executed because of the reduction of light but also positively affected because this activity lowers their abundance and diversity (Morris and Plant 1983).

Hymenoptera

Many species of pollinators, such as bumblebees, are affected by mowing due to the reduction of the diversity the plants that produce the flowers they feed on (Rasmont et al. 2006). On the contrary, some ant species are positively affected by mowing because nests are located mainly in open areas with warmer microclimates (Wynhoff et al. 2011). However, this effect varies between species, and the negative effect may be a consequence of the total absence of mowing or due to the time interval between mowing events (Johst et al. 2006).

CONCLUSIONS

In this review, we have examined different mitigation and corrective measures that may favour the presence of insects in areas disturbed by linear infrastructures. Currently, measures are quite biased towards terrestrial vertebrates in infrastructure design and in the application of restoration techniques. This study provides evidence that pointed out the importance of mitigation measures for insects at both phase of a road construction (the design phase and the road life phase):

- 1) Overpasses and underpasses seem to be critical mainly for less mobile species. Their construction together with barriers located along the road to force insects to fly higher or to move to the passes prove to be efficient reducing road kills.
- 2) Roadsides verges with high plant diversity resembling the original habitat improve insect diversity and enhance the used of road as corridor between habitats.
- 3) The reduction of traffic speed is a measure that has been proved to reduce insect mortality for many group species.

Some of the measures mentioned in this paper have proved to mitigate the negative effect of road on insect abundant and diversity. However, future research is still necessary to test the effectiveness of mitigation measures proposed by some authors. The successful management and conservation of insect species will rely on an understanding of how insects interact within the matrix of human-modified, degraded, and higher-quality remnant habitats (Severns 2008). Collaboration among entomologist, highway planners, and roadside habitat designers could have a profound impact on insect conservation on roadside lands worldwide.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was partially funded by the grant CGL2011-24840, and by the grant P011-RNM-7538.

REFERENCES

- Andrews A (1990) Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: A review. *Australian Zoologist* 26(3-4): 130-141.
- Armbrecht I, Perfecto I, Vandermeer J (2004) Enigmatic biodiversity correlations: ant diversity responds to diverse resources. *Science* 30: 284–286. doi: 10.1126/science.1094981
- Barkman JJ, Stoutjesdijk PH (1987) *Microklimaat, vegetatie en fauna*. Pudoc, Wageningen.
- Benítez-López A, Alkemade R, Verweij PA (2010) The impact of roads and other infrastructure on mammal and bird population: A meta-analysis. *Biol Conserv* 143: 1307-1316.
- Bhattacharya M, Primack RB, Gerwein J (2003) Are roads and railroads barriers to bumblebee movement in a temperate suburban conservation area? *Biological Conservation* 109: 37–45. doi: 10.1016/S0006-3207(02)00130-1
- Bissonette JA, Rosa SA (2009) Road zone effects in small-mammal communities. *Ecology and Society* 14(1): 27.
- Bond ARF, Jones DN (2008) Temporal use of fauna underpasses and overpasses. *Wildlife Research* 35: 103–112. doi: 10.1071/WR07027

Brown VK, Hyman PS (1986) Successional communities of plants and phytophagous coleoptera. *Journal of Ecology* 74: 963–975.

Carter CI, Anderson MA (1987) Enhancement of lowland forest ridesides and roadsides to benefit wild plants and butterflies. Research Information Note, 126. Issues by the Forestry Commission Research Division.

Clevenger AP, Chruszez B, Gunson KE (2001) Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicles collisions. *Wildlife Society Bulletin* 29(2): 646-653.

Coffin AW (2007) From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography* 15: 396-406

Commission for Environmental Cooperation (2008) North American Monarch Conservation Plan. Montreal: CEC Office of the Secretariat

Corlatti L, Hackländer K, Frey-Roos F (2009) Ability of Wildlife Overpasses to Provide Connectivity and Prevent Genetic Isolation. *Conservation Biology* 23: 548-556. doi: 10.1111/j.1523-1739.2008.01162.x

Cuperus R, Canters KJ, Piepers AAG (1996) Ecological compensation of the impacts of a road. Preliminary methods for the A50 road link (Eindhoven-Oss, The Netherlands). *Ecological Engineering* 7: 327-349.

Cuperus R, Canters KJ, de Haes HAU, Friedman DS (1999) Guidelines for ecological compensation associated with highways. *Biological Conservation* 90: 41–51. doi:10.1016/S0006-3207(99)00007-5

- Dauber J, Wolters V (2000) Diversität der Ameisen fauna im Landnutzungs mosaik einer peripheren Region. *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie* 12: 281–284
- Dekoninck W, Grootaert P (2001) Onderzoek naar de faunistische waarde van de autosnelweg te Waasmunster. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen. Report ENT.2001.02, Belgium.
- Dennis RLH, Shreeve TG, Sheppard DA (2007) Species conservation and landscape management: a habitat perspective. In: Stewart AJA, New TR, Lewis OT (eds) *Insect conservation biology*. Cabi, Wallingford: 92–126.
- DeMers MN (1993) Roadside ditches as corridors for range expansion of the western harvester ant (*Pogonomyrmex occidentalis* Cresson). *Landscape Ecology* 8(2): 93-102.
- Department of Transport and Main Roads (2010) *Fauna Sensitive Road Design Manual*. 2: Preferred Practices –Chapter 6-.
- De Vries HH, Den Boer PJ, van Dijk THS (1996) Ground beetle species in heathland fragments in relation to survival, dispersal, and habitat preference. *Oecologia* 107: 332-342.
- Dover JW (1996) Factors affecting the distribution of satyrid butterflies on arable farmland. *Journal of Applied Ecology* 33: 723–734.
- Dover JW, Sparks TH, Greatorex-Davies JN (1997) The importance of shelter for butterflies in open landscapes. *Journal of Insect Conservation* 1: 89–97. doi: 10.1023/A:1018487127174.

Dunn RR, Danoff-Burg JA (2007) Road size and carrion beetle assemblages in a New York forest. *Journal Insect Conservation* 11: 325-332. doi: 10.1007/s10841-006-9047-4.

Egan D, Harrington JA (1990) Use of native vegetation in roadside landscaping: a historical review. *Proceedings of the Twelfth North American Prairie Conference*, pp. 147-151.

ENTRIX C (2012) Yamhill County Road Maintenance Activities. Habitat Conservation Plan. Prepared For: Yamhill County. Department of Public Works.

Erhardt A (1985) Diurnal Lepidoptera: sensitive indicators of cultivated and abandoned grassland. *Journal of Applied Ecology* 22: 849–861. doi:10.2307/2403234.

Eversham BC, Telfer MC (1994) Conservation value of roadside verges for stenotopic heathland Carabidae: corridors or refugia?. *Biodiversity and Conservation* 3: 538-545. doi: 10.1007/BF00115159

Evans WG (1983) Habitat selection in Carabidae. *Coleopterists Bulletin* 37: 164–167.

Evink G (2002) Interaction between roadways and wildlife ecology: a synthesis of highway practice. *National Research Program Synthesis* 305. Washington, DC: Transportation Research Board.

Eyre MD, Luff ML, Rushton SP, Topping CJ (1989). Ground beetles and weevils (Carabidae and Curculionoidea) as indicators of grassland management practices. *Journal of Applied Entomology* 107: 508–517. doi:10.1111/j.1439-0418.1989.tb00285.x

Farji-Brener AG, Ghermandi L (2000) Influence of nest of leaf-cutting ants on plants species diversity in road verges of northern Patagonia. *Journal of Vegetation Science* 11: 453-460.

- FGSV (2008) Merkblatt zur Anlage von Querungshilfen für Tiere an Straßen. Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen. Köln, S.82. (In German).
- Forman RTT (2006) Integrating traffic, network location, and surrounding habitat to create a connected landscape, in: Jaeger, J.A., Fahrig, L., Haber, W. (Eds.), Reducing habitat fragmentation by roads: a comparison of measures and scales. IN: Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation, Eds. Irwin CL, Garrett P, McDermott KP. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC, pp. 13-14. (Abstract).
- Forman RTT, Alexander LE (1998) Road and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematic* 29: 207-231. doi:10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207.
- Free JB, Gennard D, Stevenson JH, Williams IH (1975) Beneficial insects present on a motorway verge. *Biological Conservation* 8: 61–72. doi: 10.1016/0006-3207(75)90079-8
- Fussell M, Corbet SA (1992) Flower usage by bumble-bees: a basis for forage plant management. *Journal of Applied Ecology* 29: 451-465.
- Georgii B, Keller V, Pfister HP, Reck H, Peters-Ostenberg E, Henneberg M, Herrmann M, Mueller-Stiess H, Bach L (2011) Use of wildlife passages by invertebrates and vertebrates species. *Wildlife passages in Germany 2011*, pp. 1-27. In web: <http://xn--ko-log-vxa.com/gruenbruecke11.pdf>. Accessed 13 January 2013.
- Glista DJ, DeVault TL, DeWoody JA (2009) A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Land Urban Plann* 91: 1–7.
- Golden DM, Crist TO (2000) Experimental effects of habitat fragmentation on rove beetles and ants: patch area or edge? *Oikos* 90: 525–538. doi:10.1034/j.1600-0706.2000.900311.x

González J, Gómez C, Viejo JL (2011) Mariposas de la reserva natural el Regajal-Mar de Ontígola. Resultados de las Investigaciones llevadas a cabo en los últimos 25 años. *Foresta* 52: 294-303

Grievies C, Lloyd D (1984) Conservation of Roadsides and Roadside Vegetation. Graduate School of Environmental Science Repor. 22, Monash University, Melbourne

Grill A, Cleary DFR, Stettmer C, Bräu M, Settele J (2008) A mowing experiment to evaluate the influence of management on the activity of host ants of *Maculiea* butterflies. *J Insect Conserv* 12: 617-627. doi:10.1007/s10841-007-9098-1

Grilo C, Bissonette JA, Cramer PC (2010) Mitigation Measures to Reduce Impacts on Biodiversity. In: Jones, S.R., (Eds.), *Highways: Construction, Management, and Maintenance*, pp. 73-114.

Haaland C, Naisbit RE, Bersier LF (2011) Sown wildflower strips for insect conservation: a review. *Insect Conservation and Diversity* 4: 60-80. doi: 10.1111/j.1752-4598.2010.00098.x

Haddad N (2000) Corridor length and patch colonization by a butterfly, *Junonia coenia*. *Conserv Biol* 14: 738–745. doi:10.1046/j.1523-1739.2000.99041.x

Haskell DG (2000) Effects of forest roads on Macroinvertebrate soil fauna of the southern Appalachian Mountains. *Conservation Biology* 14: 57-63.

Hayward MW, Hayward GJ, Kerley GIH (2010) The impact of upgrading roads on the conservation of the threatened flightless Dun Beetle, *Circellum bacchus* (F.) (Coleoptera: Scarabidae). *The Coleopterists Bulletin* 64: 75-80.

- Helden AJ, Leather SR (2004) Biodiversity on urban roundabouts Hemiptera management and the species area relationship. *Basic and Applied Ecology* 5: 367-377. doi: 10.1016/j.baae.2004.06.004
- Hellström K (2004) Variation in grazing tolerance and restoration of meadow plant communities. *Acta Univ. Oul. A* 423, Ph.D. Dissertation, University of Oulu.
- Hopwood JL (2008) The contribution of roadside grassland restoration to native bee conservation. *Biological Conservation* 141(10): 2632-2640. doi:10.1016/j.biocon.2008.07.026
- Hopwood JL (2010) Pollinators and Roadsides. Managing roadsides for Bees and Butterflies. *Invertebrate Conservation Guidelines*. The Xerces Society for Invertebrate Conservation.
- Hopwood JL (2013) Roadsides as Habitat for pollinators: management to support bees and butterflies. *Proceedings of the 2013 International Conference on Ecology and Transportation (ICOET 2013)*.
- Hovd H, Skogen A (2005) Plant species in arable field margins and road verges of central Norway. *Agric Ecosyst Environ* 110: 257–265. doi:10.1016/j.agee.2005.04.013
- Humbert JY, Ghazoul J, Walter T (2009) Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 130: 1-8. doi:10.1016/j.agee.2008.11.014.
- Itzhak MJJ (2008) Seed harvester and scavenger ants along roadsides in Northern Israel. *Zoology in the Middle East* 44(1): 75-82.
- Iuell B, Bekker GJ, Cuperus R, Dufek J, Fry G, Hicks C, Hlavac V, Keller VB, Rosell C, Sangwine T, Torslov N, Wandall B, le Maire (2003) *Wildlife and Traffic: A European*

Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions. European Co-operation in the Field of Scientific and Technical Research, Brussels.

Jacobson SL (2005) Mitigation measures for highway-caused impacts to birds. In: Ralph, C. John; Rich, Terrell D., (Eds.), Bird Conservation Implementation and Integration in the Americas: Proceedings of the Third International Partners in Flight Conference. 2002 March 20-24; Asilomar, California, Volume 2 Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-191. Albany, CA: U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, pp. 1043-1050.

Jaeger JA, Fahrig L, Haber W (2006) Reducing habitat fragmentation by roads: a comparison of measures and scales. In: Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation, Eds. Irwin CL, Garrett P, McDermott KP. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC, pp: 13-17. (Abstract).

Johnson WC, Collinge SK (2004) Landscape effects on black-tailed prairie dog colonies. *Biological Conservation* 115: 487–497. doi:10.1016/S0006-3207(03)00165-4

Johst K, Drechsler M, Thomas J, Settele J (2006) Influence of mowing on the persistence of two endangered large blue butterfly species. *Journal of Applied Ecology* 43: 333-342.

Joyce KA, Holland JM, Doncaster CP (1999) Influences of hedgerow intersections and gaps on the movement of carabid beetles. *Bulletin of Entomological Research* 89: 523–531. doi:10.1017/S000748539900067X

Keals N, Majer JD (1991) The conservation status of ant communities along the Wubin-Perenjori Corridor, in Saunders, D.A., Hobbs, R.J., (Eds.), *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*, pp. 387-393. Chipping Norton, Australia: Survey Beatty and Sons.

- Keller I, Largiader CR (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* 270(1513): 417-423. doi:10.1098/rspb.2002.2247
- Kleukers RMJC, van Nieuwerkerken EJ, Odé B, Willemsse LPM, van Wingerden WKRE (1997) *De sprinkhanen en krekels van Nederland (Orthoptera)*. Nederlandse Fauna I. Nationaal Natuurhistorisch Museum, KNNV Uitgeverij and EIS-Nederland, Leiden.
- Knapp M, Saska P, Knappova J, Vonicka P, Moravec P, Kurka A, Andel P (2013) The habitat-specific effects of highway proximity on ground-dwelling arthropods: Implications for biodiversity conservation. *Biological Conservation* 164: 22-29. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.012>
- Koivula MJ (2003) The forest road network –a landscape element affecting the distribution of boreal carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). In: Szyszko J., den Boer P.J., Bauer T., (Eds), *How to Protect or What We Know about Carabid Beetles*. University of Warsaw Press, Warsaw Press, Warsaw, pp: 287-300.
- Koivula MJ (2005) Effects of forest roads on spatial distribution of boreal carabid beetles (Coleoptera: Carabidae). *Coleopterists Bulletin* 59: 65-487. doi: 10.1649/815.1
- Koivula MJ, Vermeulen HJW (2005) Highways and forest fragmentation –effects on carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). *Landscape Ecology* 20: 911-926. doi:10.1007/s10980-005-7301-x
- Koivula MJ, Kotze DJ, Salokannel J (2005) Beetles (Coleoptera) in central reservations of three highway roads around the city of Helsinki, Finland. *Ann Zool Fennici* 42: 615-626.

Kruess A, Tscharrntke T (2002) Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trap-nesting bees and wasps. *Conservation Biology* 16: 1570–1580. doi:10.1046/j.1523-1739.2002.01334.x

Larsen KJ (2012) Impact of a Roadside Prairie Planting on Plant and Insect Communities. LRTF ReseachFunding.

Le Viol I, Julliard R, Kerbiriou 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. doi:10.1016/j.biocon.2008.04.003

Luce A, Crowe M (2001) Invertebrate terrestrial diversity along a gravel road on Barrie Island, Ontario, Canada. *Great Lakes Entomologist* 34: 55-60.

Luka H, Uehlinger G, Pfiffner L, Muhlethaler R, Blick T (2006) Extended field margins – a new element of ecological compensation in farmed landscapes- deliver positive impacts for Articulata. *Agrarforschung* 13: 386-391.

Mader HJ, Schell C, Kornacker P (1990) Linear barriers to arthropod movements on the landscape. *Biological Conservation* 54: 209-222. doi:10.1016/0006-3207(90)90052-Q

Major RE, Smith D, Cassis G, Gray M, Colgan DJ (1999) Are roadside strips important reservoirs of invertebrate diversity? A comparison of the ant and beetle faunas of roadside strips and large remnant woodlands. *Australian Journal of Zoology* 47: 611-624.

Martínez JJ, Wool D (2006) Sampling bias in roadsides: The case of galling aphids on Pistacia trees. *Biodiversity and Conservation* 15: 2109-2121. doi: 10.1007/s10531-004-6685-2

- Martínez de Castilla J (2002) Consideraciones ambientales en el proyecto de la autopista de peaje radial 4 de Madrid, medidas compensatorias. I Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente. II: 1323-1336.
- Mata C, Hervàs I, Herranz J, Suàraz F, Malo J (2008) Are motorway wildlife passages worth building? Vertebrate use of road-crossing structures on a Spanish motorway. *Journal of Environmental Management* 88: 407–415. doi: 10.1016/j.jenvman.2007.03.014.
- Mckenna D, Mckenna K, Malcom SB, Berenbaum MR (2001) Mortality of lepidóptera along roadways in Central Illinois. *Journal of the Lepidopterists' Society* 55(2): 63-68.
- Melis C, Bjerck C, Hyllvang M, Gobbi M, Stokke BG, Roskaft E (2010) The effect of traffic intensity on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in central Sweden. *Journal of Insect Conservation* 14: 159-168. doi:10.1007/s10841-009-9240-3
- Mercier JL, Errard C, Fresquet N, Morizet Y, Lenoir A (2005) A study of *Myrmica sabuleti* (Hymenoptera, Formicidae), the ant host of *Maculinea arion* (Lepidoptera, Lycaenidae), in relation to a beltway construction project. 3er European Congress on Social Insects. Proceeding, St. Petersburg, Russia, 22-27 August.
- Migration Wordpress (2007) Living the Scientific Life: Highway closed for butterfly migration.
- MMA -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 hábitats causada por infraestructuras de transporte, número 1. O.A. Parques Nacionales. Madrid.

MMARM -Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino- (2010) Prescripciones Técnicas para la reducción de la fragmentación de hábitats en las fases de planificación y trazado. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, número 3. O.A. Parques Nacionales. Madrid.

Morris MG, Plant R (1983) Responses of grassland invertebrates to management by cutting. V. Changes in Hemiptera following cessation of management. *Journal of Applied Ecology* 20: 157-177.

Morris MG, Rispin WE (1987) Abundance and Diversity of the Coleopterous Fauna of a Calcareous Grassland under Different Cutting Regimes. *Journal of Applied Ecology* 24(2): 451-65

Morris MG, Thomas JA, Ward LK, Snazell RG, Pywell RF, Stevenson MJ, Webb NR (1994) Re-creation of early-successional stages for threatened butterflies—an ecological engineering approach. *J Environ Management* 42: 119–135. doi:10.1006/jema.1994.1065

Munguira ML, Thomas JA (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.

New TR (1999) Untangling the web: spiders and the challenges of invertebrate conservation. *J Ins Cons* 3: 251-256. doi:10.1023/A:1009697104759

Niemela J (2001) Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and habitat fragmentation: a review. *Eur J Entomology* 98: 127-132.

- Noordijk J, Prins D, Jonge M, Vermeulen R (2006) Impact of a road on the movements of two ground beetle species (Coleoptera: Carabidae). *Entomologica Fennica* 17: 276-283.
- Noordijk J, Schaffers AP, Sýkora KV (2008) Diversity of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) in roadside verges with grey hair-grass vegetation. *Eur J Entomol* 105: 257-265.
- Noordijk J (2009) Arthropods in linear elements – occurrence, behavior and conservation management. Thesis, Wageningen University.
- Noordijk J, Delille K, Schaffers AP, Sýkora KV (2009) Optimizing grassland management for flower visiting insects in roadside verges. *Biological Conservation* 142: 2097-2103. doi:10.1016/j.biocon.2009.04.009
- Noordijk J, Schaffers AP, Heijerman T, Boer P, Gleichman M, Sýkora KV (2010) Effects of vegetation management by mowing on ground-dwelling arthropods. *Ecological Engineering* 36: 740-750. doi:10.1016/j.ecoleng.2010.01.003
- Noordijk J, Schaffers AP, Heijerman T, Sýkora KV (2011) Using movement and habitat corridors to improve the connectivity for heathland carabid beetles. *Journal for Nature Conservation* 19: 276–284. doi:10.1016/j.jnc.2011.05.001
- Oostermeijer JGB, Van Swaay CAM (1998) The relationship between butterflies and environmental indicator values: a tool for conservation in a changing landscape. *Biological Conservation* 86: 271–280. doi:10.1016/S0006-3207(98)00040-8
- Opdam P (1990) Dispersal in fragmented populations: the key to survival. In Bune R.G.H., Howard D.C. (Eds.), *Species dispersal in agricultural habitats*. Belhaven Press London, New York, pp: 3-17.

Parr TW, Way JM (1988) Management of roadside vegetation: the long-term effects of cutting. *Journal of Applied Ecology* 25: 1073–1087.

Pellet J, Wunderlin J (2009) Does delaying the first mowing date increase biodiversity in European farmland meadows? CEE protocol 09-011 (SR72). Collaboration for Environmental Evidence: www.environmentalevidence.org/SR72.html.

Persson TS (1995) Management of roadside verges: vegetation changes and species diversity. Report 82. Department of Ecology and Environmental Research, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.

Pfister HP, Heynen D, Georgii B, Keller V, von Lerber F (1999) “Häufigkeit und Verhalten ausgewählter Wildsauger auf unterschiedlich breiten Wildtierbrücken (Grünbrücken),” Schweizerische Vogelwarte, Sempach, Switzerland.

PMVC (2003) Mortalidad de vertebrados en carreteras. Documento técnico de conservación nº 4. Sociedad para la Conservación de los Vertebrados (SCV). Madrid.

Port GR, Thompson JR (1980) Outbreaks of insect herbivores on plants along motorways in the UK. *J Appl Ecol* 17: 649–656. doi:10.2307/2402643.

Raemakers IP, Schaffers AP, Sýkora KV, Heijerman T (2001) The importance of plant communities in road verges as a habitat for insects. *Proc Exper Appl Entomol of the Netherlands Entomological Society* 12: 101 - 106.

Rao RSP, Girish MKS (2007) Road kills: assessing insect casualties using flagship taxon. *Curr Sci* 92: 830-837.

- Rasmont P, Pauly A, Terzo M, Patiny S, Michez D, Iserbyt S, Barbier Y, Haubruge E (2006) The survey of wild bees Hymenoptera, Apoidea in Belgium and France. Status of the World's Pollinators. Food and Agriculture Organisation, Rome, pp. 18.
- Rathcke B (1983) Competition and facilitation among plants for pollination. In: Real, L.A. (Ed.), *Pollination Biology*. Academic Press, Orlando, FL, pp: 305–329.
- Ries L, Debinski DM, Wieland ML (2001) Conservation Value of Roadside Prairie Restoration to Butterfly Communities. *Conservation Biology* 15: 401-411. doi: 1739.2001.015002401.x
- Rietze J (2002) Wirksamkeit von GrünbrückenüberVerkehrswege am Beispiel der Laufkäfer Methoden, Erfahrungen und Ergebnisse. *Angewandte Carabidologie* 4-5: 63-93.
- Riffell SK (1999) Road mortality of dragonflies (odonata) in a great lakes coastal wetland. *Great Lakes Entomol* 32(1-2).
- Roedenbeck IA, Fahrig L, Findlay CS, Houlahan JE, Jaeger JAG, Klar N, Kramer-Schadt S, van der Grift EA (2007) The Rauschholzhausen agenda for road ecology. *Ecology and Society* 12(1): 11.
- Russell KN, Ikerd H, Droege S (2005) The potential conservation value of unmowed powerline strips for native bees. *Biological Conservation* 124: 133-148.
- Russell C, Schultz CB (2010) Effects of grass-specific herbicides on butterflies: an experimental investigation to advance conservation efforts. *Journal of Insect Conservation*, 14: 53-63.
- Rytwinski TDM, Fahrig L (2007) Effect of road density on abundance of white-footed mice. *Landscape Ecology* 22: 1501–1512. doi: 10.1007/s10980-007-9134-2

Saarinen K, Valtonen A, Jantunen J, Saarnio S (2005) Butterflies and diurnal moths along roads verges: Does road type affect diversity and abundance?. *Biological Conservation* 123: 403-412. doi:10.1016/j.biocon.2004.12.012

Samways MJ, Osborn R, Carliel F (1997) Effect of a highway on ant (Hymenoptera: Formicidae) species composition and abundance, with a recommendation for roadside verge width. *Biodiversity Conservation* 6: 903–913. doi: 10.1023/A:1018355328197

Sayer M (2002) Einfluss von Pflegemaßnahmen auf die Entwicklung der Tierwelt in Straßenbegleitflächen. Bundesministerium für Verkehr, Bau und Wohnungswese, Abteilung Straßenbau, Straßenverkehr, Bonn, Germany.

Schaffers AP (2000) Ecology of roadside plant communities. Dissertation, Wageningen University.

Schaffers AP, Vasseur MC, Sýkora KV (1998) Effects of delayed hay removal on the nutrient balance of roadside plant communities. *J Appl Ecol* 35: 349–364. doi:10.1046/j.1365-2664.1998.00316.x

Schaffers AP, Raemakers IP, Sýkora KV (2011) Successful overwintering of arthropods in roadside verges. *Journal Insects Conservation* 16: 511-522. doi: 10/1007/s10841-011-9437-0

Seibert HC, Conover JH (1991) Mortality of vertebrates and invertebrates on an Athens county, Ohio, Highway. *Ohio Journal of Science* 91: 163-166.

Seiler A (2001) Ecological Effects of Roads. A review. Department of Conservation Biology, Introductory Research Essay, 9.

- Seshadri KS, Ganesh T (2011) Faunal mortality on roads due to religious tourism across time and space in protected areas: A case study from south India. *Forest Ecology and Management* 262: 1713–1721. doi:10.1016/j.foreco.2011.07.017
- SETRA (2005). Aménagements et mesures pour la petite faune. Guide technique. Ministère de L'Écologie et du Développement; Ministère des Transports de L'Équipement du Tourisme et de la Mer. Bagneux Cedex - France.
- Severns PM (2008) Road crossing behavior of an endangered grassland butterfly, *Icaricia icarioides fender macy* (Lycaenidae), between a subdivided population. *Journal of the Lepidopterists' Society* 62(1): 53-56.
- Shaffers AP, Raemakers IP, Sýkora KV (2011) Successful overwintering of arthropods in roadside verges. *Journal of Insect Conservation*. doi: 10.1007/s10841-011-9437-0
- Shepherd S, Debinski DM (2005) Evaluation of isolated and integrated prairie reconstructions as habitat for prairie butterflies. *Biological Conservation* 126: 51-61. doi:10.1016/j.biocon.2005.04.021.
- Simberloff D, Cox J (1987) Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology* 1(1): 63-71. doi:10.1111/j.1523-1739.1987.tb00010.x
- Sjödin NE, Benstsson J, Ekbom B (2008) The influence of grazing intensity and landscape composition on the diversity and abundance of flower-visiting insects. *Journal of Applied Ecology* 45: 763-772. doi:10.1111/j.1365-2664.2007.01443.x
- Skórka P, Lenda M, Moron D, Kalarus K, Tryjanowski P (2013) Factor affecting road mortality and the suitability of road verges for butterflies. *Biological Conservation* 159: 148-57. doi: 10.1016/j.biocon.2012.12.028

Smith DM (2007) Butterflies and Vehicles Don't Mix. March 29. <http://suite101.com/article/butterflies-and-vehicles-dont-mix-a17457>. Accessed 10 March 2013.

Soluk DA, Moss K (2003) Roadway and Exuvial Survey of the Hine's Emerald Dragonfly (*Somatochlora hineana*) in Door County, Wisconsin. Part II: Roadway Fatalities. Submitted to U.S. Fish and Wildlife Service.

Spalding A (2005). The Butterfly Handbook: General Advice Note on Mitigating the Impacts of Roads on Butterfly Populations: Including a Case Study on Mitigation for the Marsh Fritillary Butterfly Along the A30 Bodmin to Indian Queens Road Improvement Scheme. English Nature.

Spellerberg I (1998) Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecol Biog* 7: 317–333.

Steffan-Dewenter I, Tschamntke T (1997) Early succession of butterfly and plant communities on set-aside fields. *Oecologia* 109: 294-302. doi: 10.1007/s004420050087

Sustek Z (1994) Windbreaks as migration corridors for carabids in an agricultural landscape. pp. 377–382 in Desender, K. (Ed.) *Carabid beetles: ecology and evolution*. The Netherlands, Kluwer Academic Publishers.

Tamayo P, Pascual F, González A, (2014) Effects of the roads on insect abundance and diversity: a review. *Biodiversity and Conservation*.

The Republic of China Yearbook (2012) Environmental Protection.

Thiele HU (1977) *Carabid beetles in their environments*. Berlin: Springer.

- Thomas JA, Morris MG (1994) Patterns, mechanisms and rates of extinction among invertebrates in the United Kingdom. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B*. 344: 47-54. doi:10.1098/rstb.1994.0050
- Thomas JA, Snazell RG, Ward LK (2002) Are roads harmful or potentially beneficial to butterflies and other insects?, in: Sherwood, B., Cutler, D., Burton, J.A., *Wildlife and Roads. The Ecological Impact*. Imperial College Press. London.
- Thomas JA, Telfer MG, Roy DB, Preston CD, Greenwood JJD, Asher J, Fox R, Clarke RT, Lawton JH (2004) Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. *Science* 303: 1879-1881. doi: 10.1126/science.1095046.
- Thomas CFG, Parkinson L, Griffiths GJK, Fernandez Garcia A, Marshall EJP (2001) Aggregation and temporal stability of carabid beetle distributions in field and hedgerow habitats. *J Appl Ecol* 38:100–116
- Trombulak SC, Frissell CA (2000) Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. *Conserv Biol* 14: 18-30.
- Truscott AM, Palmer SC, McGowan GM, Cape JN, Smart S (2005) Vegetation composition of roadside verges in Scotland: the effects of nitrogen deposition, disturbance and management. *Environ Pollut* 136: 109–118. doi:10.1016/j.envpol.2004.12.009
- Tshiguvho TE, Dean WRJ, Robertson HG (1999) Conservation value of road verges in the semi-arid Karoo, South Africa: ants (Hymenoptera: Formicidae) as bio-indicators. *Biodiversity and Conservation* 8: 1683-1695. doi:10.1023/A:1008911805007
- Underhill JE, Angold PG (2000) Effects of roads on wildlife in an intensively modified landscape. *Environmental Review* 8: 21-39. doi:10.1139/er-8-1-21

- Valtonen A, Saarinen K, Jantunen J (2006) Effect of different mowing regimes on butterflies and diurnal moths on road verges. *Animal Biodiversity and Conservation* 29.2: 133-148.
- Valtonen A, Saarinen K, Jantunen J (2007) Intersection reservations as habitats for meadow butterflies and diurnal moths: Guidelines for planning and management. *Landscape and Urban Planning* 79: 201-209. doi:10.1016/j.landurbplan.2005.09.003
- Van der Muren C, Hoffmann F, Kwak MM (2003) Insect diversity on yellow Asteraceae in road verges in the Netherlands. *Proc. Exper. Appl. Entomol., NEV Amsterdam*.14: 115-118.
- Varchola JM, Dunn JP (1999) Changes in ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in farming systems bordered by complex or simple roadside vegetation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 73: 41-49. doi:10.1016/S0167-8809(99)00009-2
- Vermeulen HJW (1993) The composition of the carabid fauna on poor Sandy road-side verges in relation to comparable open areas. *Biodiversity and Conservation* 2: 331-350. doi:10.1007/BF00114038
- Vermeulen HJW (1994) Corridor function of a road verge for dispersal of stenotopic heathland ground beetles Carabidae. *Biological Conservation* 69: 339-349. doi:10.1016/0006-3207(94)90433-2
- Vermeulen HJW (1995) Road-side Verges: Habitat and Corridor for Carabid Beetles of Poor Sandy and Open Areas. Ph.D. thesis, University of Wageningen.
- Vermeulen HJW, Spee AJ, Maelfait JP, Butowski RO (1994) Road-size verges as a new habitat for carabid beetles of heathlands. *Proceedings of the section experimental and applied Entomology of the Netherland entomological society (NEV)* 5: 101-108.

- Viles RL, Rosier DJ (2001). How to use roads in the creation of greenways: case studies in three New Zealand landscapes. *Landscape and urbanplanning* 55(1): 15-27. doi:10.1016/S0169-2046(00)00144-4
- WallisDeVries MF, Poschlod P, Willems JH (2002) Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biological Conservation* 104: 265–273. doi:10.1016/S0006-3207(01)00191-4
- Waser NM, Real LA (1979) Effective mutualism between sequentially flowering plant species. *Nature* 281: 670–672. doi:10.1038/281670a0
- Way JM (1977) Roadside verges and conservation in Britain: A Review. *Biological Conservation* 12: 65-74. doi:10.1016/0006-3207(77)90058-1
- Weiss SB (1999) Cars, cows, and checkerspot butterflies: nitrogen deposition and management of nutrient-poor grasslands for a threatened species. *Conservation Biology* 13: 1476–1486. doi:10.1046/j.1523-1739.1999.98468.x
- Westrich P (1996) Habitat requirements of the central European bees and the problems of partial habitats. In: Matheson A., Buchmann S.L., O’Toole C., Westrich P., Williams, I.H., (eds) *The conservation of bees*. 1–16. Academic Press, London.
- Wettstein W, Schmid B (1999) Conservation of arthropod diversity in montane wetlands: effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. *J Appl Ecol* 36: 363–373. doi: 10.1046/j.1365-2664.1999.00404.x
- Wildlife and Roads, Decision Guide (2013).

Williams PH, Gaston KJ (1994). Measuring more of biodiversity: can higher-taxon richness predict wholesale species richness? *Biological Conservation* 67: 211-217. doi:10.1016/0006-3207(94)90612-2

Wynhoff I, Gene R, Swaay C, Langevelde F (2011) Not only the butterflies: managing ants on road verges to benefit Phengaris (Maculinea) butterflies. *Journal Insects Conservation* 15: 189-206. doi: 10.1007/s10841-010-9337-8

Zielin SB, de Rivera CE, Smith WP, Jacobson SL (2010) Exploring mitigation options to reduce vehicle-caused mortality of a threatened butterfly. *Transportation Research Board 90th Annual Meeting*, pp: 11-2834.

CAPÍTULO 5

Recomendaciones para incluir en el diseño y construcción de una carretera, con el fin de reducir o eliminar el impacto de la misma sobre los insectos

Pilar Tamayo Muñoz, Adela González Megías, Felipe Pascual Torres,

RESUMEN

Es evidente que la conservación de los insectos en la actualidad, no es una prioridad para la mayoría de los diseños de infraestructuras lineales, debido en parte al desconocimiento de los efectos negativos que las carreteras pueden suponer para los insectos. Tanto en Europa, como en diferentes países se han promovido manuales a través de la Acción COST 341, que recomiendan las medidas y procedimientos de planificación con el objetivo de conservar la biodiversidad y la reducción de accidentes de tráfico y atropellos de fauna. Sin embargo, se ha observado que estos documentos, así como su desarrollo en España aparecen, muy sesgados hacia el grupo de los vertebrados. Con este capítulo, se pretende abrir paso al desarrollo de una guía metodológica sobre actuaciones en infraestructuras lineales para minimizar los efectos sobre la fauna de insectos. Así para desarrollar la guía, se ha considerado necesario realizar varios estudios: el primero sobre qué especies vegetales (plantas y semillas) son las utilizadas con mayor frecuencia en las labores de restauración paisajística de carreteras. Seguidamente se estudian las especies de insectos, presentes en Andalucía, que están protegidos por legislación vigente y cuáles serían sus hábitats característicos, para posteriormente poder saber cuáles serían sus requerimientos a la hora de diseñar medidas mitigadoras. Y finalmente, con la información recopilada en los dos estudios, se ha pretendido realizar una síntesis para comprobar cómo se podrían extrapolar las medidas utilizadas en general para fauna y restauración paisajística de taludes y zonas aledañas de carreteras, que aparecen en diferentes proyectos de construcción de carreteras, como medidas preventivas, protectoras y correctoras para insectos. De modo que se puedan desarrollar unas recomendaciones generales de medidas preventivas y mitigadoras del efecto negativo de la carretera sobre los insectos, sobre las que seguir trabajando según la especie protegida que se vea afectada en cada caso.

PALABRAS CLAVE: Medidas mitigadoras, insectos, carreteras, pasos superiores, pasos inferiores, restauración paisajística.

INTRODUCCIÓN

El interés político por la Biodiversidad se puede observar a nivel europeo por las diversas iniciativas que a lo largo de estos últimos años se han ido desarrollando. En Noviembre de 2010, la Organización para las Naciones Unidas (ONU) y las partes del Convenio sobre la Diversidad Biológica, adoptaron un nuevo Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020, que hace hincapié en la necesidad de integrar los valores de diversidad biológica en los procesos de planificación. Siendo declarado el periodo 2011-2020 como Decenio de la Biodiversidad por la Asamblea General de la ONU (Ujvári et al. 2011). En este caso a través de la Acción COST 341 –promovida por la Unión Europea en el periodo 1999-2003- se realizaron diferentes informes y documentos, como los que versaban sobre Fragmentación de Hábitats causada por infraestructuras de transporte (Rosell et al. 2002) o sobre Fauna y Tráfico. Ambos son manuales europeos fundamentales para la identificación de conflictos y el diseño de soluciones (Iuell et al. 2005). Los manuales recomiendan las medidas y procedimientos de planificación con el objetivo de conservar la biodiversidad y la reducción de accidentes de tráfico y atropellos de fauna. Sin embargo, se ha observado que estos documentos, así como su desarrollo en España aparecen, muy sesgados hacia el grupo de los vertebrados (MMA 2006a; MMARM, 2008; MMARM 2010; Valladares et al. 2011).

Es evidente que la conservación de los insectos en la actualidad, no es una prioridad para la mayoría de los diseños de infraestructuras lineales, debido en parte al desconocimiento de los efectos negativos que las carreteras pueden suponer para los insectos (Tamayo et al. 2014). Dicha falta de atención a este grupo faunístico se detecta incluso en diferentes administraciones que, en general, no reflejan en los procedimientos ambientales, condicionantes de proyectos que minimicen efectos sobre insectos (Capítulo 2). Se estaría perdiendo de este modo una oportunidad de potenciar el efecto mitigador sobre los impactos negativos de las zonas que conforman la carretera – como márgenes, medianas o intersecciones- sobre los insectos (Capítulo 4). En todo caso, con la colaboración entre investigadores y planificadores, fundamentalmente aquellos que se dedican a la ordenación ecológica y paisajística de infraestructuras, se podría apoyar la conservación de insectos (Hunter and Hunter 2008). Se apuesta por

adaptar aquellas medidas mitigadoras de impactos ambientales sobre carreteras, como restauración paisajística o medidas asociadas a fauna en general, de modo que se pueda paliar el efecto negativo de las infraestructuras lineales sobre dicho grupo. Conllevando esta adaptación un coste económico más reducido que si se tratase de medidas novedosas exclusivas para este grupo.

En Europa el potencial mitigador de las zonas aledañas de las carreteras para la conservación de insectos ha sido reconocido por diferentes autores (Vermeulen et al. 1994; Valtonen et al. 2007; Zielin et al. 2010; Capítulo 4). Así, la tendencia de la redacción de guías o manuales de actuación ha evolucionado, aunque como se puede comprobar en diferentes documentos (Carter and Anderson 1987; Spalding 2005; Hopwood 2010; Hopwood 2008; Hambrey Consulting 2013), su contenido aparece sesgado al grupo de las mariposas o los polinizadores en general.

Para poder realizar un “diseño ecológico de la infraestructura” (Hunter and Hunter 2008), planificadores e ingenieros deberían poseer un conocimiento previo de la biodiversidad de especies de vertebrados, e invertebrados (Spalding 2005; Valladares et al. 2011). En muchos casos debido a que no se posee información acerca de la distribución potencial de los mismos (Capítulo 3), no se pueden evitar las actuaciones impactantes en zonas concretas. Por ello, en primer lugar se considera imprescindible conocer cuáles son las zonas potencialmente sensibles para ciertas especies, sobre todo las protegidas por legislación vigente. Y en segundo lugar, según Hunter and Hunter (2008), para el “diseño ecológico” de los lugares donde se ha actuado, serían fundamentales recomendaciones que actúen como guía para crear un hábitat de calidad para diferentes especies de insectos. El conocimiento de la biología de la especie y su hábitat es fundamental para poder aplicar en muchos casos las recomendaciones de estas guías (Spalding 2005). Las recomendaciones mencionadas deberán proceder de un proceso de documentación tanto científica como técnica, intentando aunar la experiencia que durante años se ha acumulado en proyectos de carreteras, sus impactos y medidas mitigadoras, tanto en la fase de planificación, diseño y construcción, así como en la de vigilancia de cumplimiento de las medidas mitigadoras propuestas. Siendo imprescindible la participación de entomólogos expertos desde las fases iniciales de planificación y diseño de infraestructuras (Hunter and Hunter 2008). Ya que las modificaciones en el hábitat y las prácticas de manejo que alteren la comunidad de plantas pueden tener un gran impacto en los procesos ecológicos relacionados con los

artrópodos (Nicholls 2008). Sobre las relaciones tróficas que se establecen entre las plantas y los organismos asociados se conoce que las interacciones entre las flores y sus visitantes van a estar influenciadas por sus características morfológicas y la recompensa que estas les ofrece (Loayza and Ríos 1999), así también por otros indicadores como el aroma, la facilidad de acceso a la flor y el ritmo de disponibilidad (Valdés 2004). Así, en los taludes de las carreteras al igual que en los sistemas agrícolas la simplificación de la diversidad de plantas restringe los sitios de oviposición y las fuentes alternativas de alimento para numerosos organismos que desempeñan importantes funciones (Vázquez et al. 2008; Landis et al. 2000). De manera que, en muchas ocasiones, en infraestructuras lineales, con la restauración paisajística, incrementan la diversidad florística, pudiendo favorecer el incremento de los niveles tróficos superiores, al proveer de recursos florales a especies que se manifiestan como parasitoides, depredadores y polinizadores.

Páginas web como la de The Xerces Society for Invertebrate Conservation (<http://www.xerces.org/pollinator-conservation-roadsides/>), advierten sobre el potencial de los márgenes de carreteras como recurso para la conservación de insectos polinizadores, pues contienen vegetación nativa, dan refugio a fauna y conectan hábitat fragmentado (Spalding 2005). Así, los manuales citados anteriormente incluyen recomendaciones para mejorar la población de polinizadores en los márgenes de carreteras, como son: incluir plantas autóctonas en la restauración de las carreteras, ya que apoyan la presencia de una mayor cantidad de mariposas y abejas, que en las zonas plantadas con plantas alóctonas. Además de advertir de que las plantas autóctonas, contribuyen de forma importante a la estabilización del suelo, a la reducción de la escorrentía y a reducir los costes económicos que supone el mantenimiento de las plantas de la carretera. Otro consejo es reducir la siega de la vegetación de los márgenes de carreteras a una vez al año en el periodo de latencia de las plantas, para que las flores silvestres puedan florecer. Finalmente se hace referencia a que los herbicidas se utilicen con moderación.

Esas recomendaciones que se incluyen o puedan incluir en manuales, podrán ser más efectivas para aquellas especies que por ley están protegidas, ya que por legislación se obliga a su protección. La protección de especies en España, ha ido evolucionando en los últimos años desde el Real Decreto 439/1990, de 30 de marzo, regulador del Catálogo Nacional de Especies amenazadas (BOE 82 1990), hasta la Legislación

vigente, Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y la Biodiversidad. Esta Ley establece en su artículo 53, la necesidad de recoger un Listado de Especies Silvestres de Régimen de Protección Especial. Finalmente, evoluciona hacia el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, que desarrolla el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas, en las que aparecen protegidas 12 especies de coleópteros, 1 isóptero, 12 lepidópteros, 1 mántido, 7 odonatos y 3 ortópteros, con sólo 7 de ellos con categoría vulnerable, y 9 como en peligro de extinción, dejando las demás especies a merced de las legislaciones regionales. Además en la Comunidad Autónoma Andaluza se regula la conservación y el uso sostenible de flora y fauna silvestres y sus hábitats, mediante el Decreto 23/2012, de 14 de febrero, creándose el Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (BOJA 60 2012) (6 coleópteros, 2 lepidópteros, 3 efemeróptero y 1 plecóptero) y el Catálogo Andaluz de Especies Amenazadas (2 lepidópteros, 2 himenópteros, 1 odonato y 1 plecóptero), en este caso dándole la clasificación de “Vulnerable” a 5 especies y sólo una de ellas mencionada como “En Peligro de Extinción”.

Dentro del Marco de Acción Prioritaria para la Red Natura 2000 en España, para el periodo de financiación 2014 -2020 (MAAM 2013), se recogen los instrumentos gubernamentales y no gubernamentales de gestión de especies. Destacando los Planes y Programas de Recuperación y conservación de especies y tipos de hábitats. Los tipos de plan se dividen por Comunidad Autónoma. Para Andalucía el más importante es el Acuerdo de 13 de marzo de 2012, del Consejo de Gobierno de la Junta de Andalucía, por el que se aprueban los planes de recuperación y conservación de determinadas especies silvestres y hábitats protegidos (BOJA 60 2012:164-207). Entre las medidas establecidas en dicho Plan aparece la elaboración de criterios orientadores y medidas dirigidas a los proyectos sometidos a autorización administrativa que tengan incidencia en el ámbito de aplicación del Plan o que puedan suponer una amenaza para las especies objeto de dicho Plan. Además, de la Elaboración de una Guía Metodológica para evaluar el impacto ambiental de obras, proyectos o actividades que pueden afectar a las especies del Plan o sus Hábitat.

Por tanto, es fundamental el conocimiento del hábitat. Y en referencia a infraestructuras lineales como carreteras, una vez conocido éste, se debe tener en cuenta que, para mantener la permeabilidad territorial de la fauna es necesario facilitar las

conexiones entre los parches de hábitats que se han creado o crearán con la ubicación de la infraestructura (Spalding 2005), sin perder de vista la necesidad de la búsqueda de un incremento de la seguridad vial, reduciendo la mortalidad de la fauna provocada por la carretera y los factores que lleva asociados (Capítulo 1). La plantación de diferentes plantas o la recreación del hábitat, podrían actuar como medidas preventivas, protectoras y correctoras, del impacto negativo de la infraestructura sobre los insectos (Capítulo 4). De este modo, el presupuesto del proyecto de la infraestructura deberá dedicar un porcentaje del mismo para el estudio de poblaciones, así como medidas necesarias para minimizar el impacto negativo sobre los insectos.

Con este capítulo, se pretende abrir paso al desarrollo de una guía metodológica sobre actuaciones en infraestructuras lineales para minimizar los efectos sobre la fauna de insectos. Donde finalmente se recopilen y presente la tipología de medidas existentes, fruto de la evaluación general de las experiencias acumuladas a lo largo del desarrollo de esta Tesis. Ya que aunque se posea información acerca de las características técnicas y de restauración paisajística de un proyecto de carreteras, si se carece de documentación necesaria sobre las especies de insectos sobre las que habría que minimizar los efectos negativos, no se podría llegar a conclusiones adecuadas. Así para desarrollar la guía, se ha considerado necesario realizar varios estudios: (Estudio 1) qué especies vegetales (plantas y semillas) son las utilizadas con mayor frecuencia en las labores de restauración paisajística de carreteras. Para llevar a cabo este estudio se han revisado diferentes proyectos de carreteras que contienen información concreta sobre restauración paisajística, zonas donde se desarrolla la misma y especies vegetales utilizadas. De este modo se puede tener información sobre las plantas que podrían beneficiar a diferentes especies de insectos si se restaura paisajísticamente con ellas la carretera. Seguidamente se estudia (Estudio 2) qué especies de insectos, presentes en Andalucía, están protegidos por legislación vigente y cuáles serían sus hábitats característicos, para posteriormente poder saber cuáles son sus requerimientos a la hora de diseñar medidas mitigadoras. Y finalmente, con la información recopilada en los dos estudios, se pretende realizar una síntesis (Estudio 3) para comprobar cómo se podrían extrapolar las medidas utilizadas en general para fauna y restauración paisajística de taludes y zonas aledañas de carreteras, que aparecen en diferentes proyectos de construcción de carreteras, como medidas preventivas, protectoras y correctoras para insectos. De modo que se puedan desarrollar unas pautas generales de medidas

preventivas y mitigadoras del efecto negativo de la carretera sobre los insectos, sobre las que seguir trabajando según la especie protegida que se vea afectada en cada caso.

METODOLOGÍA

Como se ha comentado, este capítulo se centra en una serie de pasos para conseguir unas recomendaciones con la finalidad de minimizar el efecto negativo de las carreteras sobre los insectos.

ESTUDIO 1: REVISIÓN DE LAS ESPECIES VEGETALES UTILIZADAS EN LA RESTAURACIÓN PAISAJÍSTICA DE PROYECTOS DE CARRETERAS

Los datos necesarios para la realización de la revisión fueron facilitados por la Agencia de Obra Pública de la Consejería de Fomento y Vivienda de la Junta de Andalucía (AOPA). Dicha información fue analizada, obteniendo los datos de las especies propuestas y las zonas donde se pretendía utilizar (tipo de actuación: como taludes, viaductos, obras de drenaje, etc.). En total se tomaron 110 estudios, y proyectos (estudios iniciales de planificación, estudios informativos o anteproyectos, proyectos de diseño, que incluía los de trazado, de construcción y, en casos más específicos, los Proyectos de Restauración Paisajística (PRP) asociados a estos últimos). De dichos estudios se obtuvo información acerca de las especies vegetales que componen las medidas mitigadoras en cada una de las tipologías de actuación consideradas en los proyectos como hidrosiembra, plantación en taludes, en viaductos, en obras de drenaje, en préstamos y vertederos, en intersecciones y enlaces, glorietas, en vías pecuarias, en zonas de firme desmantelado, en montes públicos, miradores, pantallas vegetales y en pasos superiores e inferiores. En el caso de los PRPs, la información a obtener aparece más claramente estructurada. Esto es debido a que AOPA publicó un “Manual de Recomendaciones Técnicas para la redacción de Proyectos de Restauración Paisajística” (GIASA 2009) en el que las especies vegetales a incluir en la restauración paisajística deben ser especificadas en partes concretas (anejos) de dicho documento. Estas “partes”, donde se especifican las técnicas de restauración que se llevarán a cabo, como laboreo del terreno, siembra e hidrosiembra, plantaciones, conservación y

mantenimiento, así como la selección de especies, son las que principalmente se han analizado.

ESTUDIO 2: LEPIDÓPTEROS, COLEÓPTEROS Y ODONATOS PROTEGIDOS EN ANDALUCÍA.

DETECCIÓN DEL HÁBITAT Y ESPECIES VEGETALES ASOCIADAS.

Al desarrollarse el estudio con proyectos ubicados en Andalucía, se ha centrado la atención en las especies de insectos protegidas, tanto por Decreto 139/2011, a nivel nacional y que tienen presencia en esta región de España, como por los que se añaden por el Catálogo Regional de Andalucía de 2012 (BOJA 60 2012). Centrándose finalmente el estudio en las especies de insectos del Catálogo Nacional pertenecientes a los órdenes Lepidóptera, Coleóptera y Odonata, presentes en la Comunidad Autónoma de Andalucía, junto a las especies de los órdenes citados, del Catálogo Regional de Andalucía (Anexo 1). Se seleccionaron estos tres órdenes porque se ha comprobado que serían los que con mayor frecuencia aparecen en estudios de efectos negativos de carreteras (Capítulo 1). Además, conforman 86,11 % de los insectos protegidos a nivel nacional y europeo, concretamente por el Anexo 4 de la Directiva Hábitats, están considerados como los grupos de insectos con mayor número de especies amenazadas (Ujvári et al. 2011). Ver también <http://www.dnr.state.mn.us/roadsidesforwildlife/index.html>.

De este modo, se tendrán en cuenta 8 especies de lepidópteros (2 Nymphalidae, 1 Saturnidae, 1 Papilionidae, 4 Lycaenidae), 8 especies de coleópteros (1 Buprestidae, 1 Cerambycidae, 1 Tenebrionidae, 1 Dysticidae, 1 Carabidae, 1 Orphnidae, 1 Geotrupidae, 1 Hydraenidae,) y 4 especies de odonatos (1 Coenagrionidae, 1 Gomphidae, 2 Corduliidae).

Para la detección el hábitat y con ello las especies vegetales asociadas se realizó una revisión bibliográfica en Libros Rojos, artículos y publicaciones especializadas de datos acerca de los hábitats y fundamentalmente de las plantas nutricias y hospedadoras de determinadas especies de insectos protegidos por legislación nacional y regional. Todo ello con la finalidad de conocer qué especies sería importante recomendar que se incluyeran en la restauración paisajística de taludes y zonas auxiliares de proyectos que afectasen de algún modo a la distribución de especies protegidas.

Se trabajó en una comparación de los datos de las plantas nutricias de diferentes lepidópteros, con los datos que se obtuvieron en el Estudio 1 de la revisión de las especies vegetales utilizadas y recomendadas en proyectos de carreteras. Para de este modo obtener algunos datos sobre aquellas plantas que podrían beneficiar la presencia de especies protegidas de insectos existentes en Andalucía, al coincidir sus plantas nutricias u hospedadoras, con las recomendadas en restauración paisajística de proyectos.

ESTUDIO 3. RECOMENDACIONES A INCLUIR EN LA GUÍA METODOLÓGICA DE PROYECTOS DE CARRETERAS, PARA PREVENIR Y MINIMIZAR EFECTOS DE LA CONSTRUCCIÓN DE LA INFRAESTRUCTURA SOBRE INSECTOS.

Se pretende seguir en este documento la línea del Manual para mariposas de Spalding (2005), unido a los Manuales derivados de la Acción COST-341 (Iuell et al. 2005), reconociendo, como se comentaba con anterioridad, que la mayor parte de la bibliografía existente en España se refiere a manuales y recomendaciones sobre vertebrados (MMA 2006a; MMARM 2010, Valladares et al. 2011). Ya que se ha detectado que estudios recientes como el de Valladares et al (2011), reconocen en su estudio la escasez de información sobre insectos y por ello en su documento no recogen la problemática, de este grupo, aunque sea uno de los más abundantes.

Según el Manual de diseño de carreteras sensibles para la fauna (Queensland Department of Main Roads, Planning, Desing and Environment Division 2000), las medidas de mitigación más apropiadas para la fauna de invertebrados, insectos y arañas, serían, como opciones óptimas: Pasos superiores o ecoductos, Pasos inferiores (Obras de drenaje, Paso específicos de fauna, pasos bajo viaductos) y podrían ser utilizados con alguna adaptación a las condiciones locales los pasos superiores o ecoductos, en carreteras pequeñas. En el caso del documento del Ministerio de Medio Ambiente (MMA 2006a), se afirma que para los invertebrados la opción óptima sería viaducto adaptado y grandes ecoductos, con superficie restaurada, con plantas nativas, podrían facilitar el desplazamiento de algunas especies. Se señala además que sería posible atraer a algunos insectos a pasos inferiores mediante hileras de tocones de árboles y rocas, que actuarían como refugios, favoreciendo la permeabilidad territorial.

Sin embargo estas medidas mitigadoras suelen ser muy costosas, y no siempre pueden llevarse a cabo, por lo que para realizar las recomendaciones adecuadas y no influir en demasía en los costes finales del proyecto de la infraestructura, se considera necesario incluir sinergias posibles con las medidas y manuales propuestos para vertebrados, existentes en la actualidad. Por ejemplo, si se toman en cuenta las especies vegetales que resultan adecuadas para el desarrollo de insectos, y aquellas que se utilizan para restauración paisajística (Estudio 1), y se llega a un consenso sobre las que además de servir para la estabilización de los taludes, sirven como plantas nutricias u hospedadoras para los insectos, así la financiación económica de la infraestructura, uno de los pilares básicos de la sociedad actual, no se vería incrementada drásticamente, al considerar las medidas recomendadas para insectos. Por lo que, las recomendaciones irán enfocadas de un modo general a un conocimiento inicial de cada uno de los hábitats de las especies protegidas por legislación vigente y centradas en Andalucía (Estudio 2). Y que se puedan ver afectadas por el impacto negativo de una infraestructura lineal. Las medidas estarán centradas en la fase de diseño de la carretera (Capítulo 4), fundamentalmente en aquellas zonas, en las que con frecuencia se restaura el hábitat alterado, coincidentes con las actuaciones tenidas en cuenta en la revisión realizada en el Estudio 1, centradas en las afectadas por la restauración vegetal (Medianas e intersecciones, Desmontes y terraplenes, Obras de Drenaje Transversal, Viaductos, Pasos superiores/Falsos túneles, Pasos Inferiores y Vías Pecuarias, Zonas de atenuación y Medidas compensatorias), y que podrían contribuir a la conservación de la naturaleza de una manera menos gravosa para la construcción de la infraestructura lineal.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

ESTUDIO 1

Tras la revisión de las especies vegetales utilizadas en los 110 proyectos de carreteras, para establecer una restauración paisajística como medida mitigadora del impacto sobre el medio natural, se recogen en la Tabla 1, todas las especies vegetales mencionadas en los proyectos revisados, según la tipología de actuación –medida mitigadora- en la que han sido utilizadas y la frecuencia con que se han encontrado. En esta tabla aparece un resumen de aquellas especies vegetales que con mayor frecuencia aparecen en los proyectos. Para simplificar los datos, en la Tabla 1 se han diferenciado por intervalos de

6 proyectos, según la frecuencia con la que se han encontrado, con lo que aparecen especies presentes en 10 a 15 proyectos, en 16 a 21 proyectos, en 22 a 27 proyectos, en 28 a 33 proyectos y en más de 34 proyectos. Las actuaciones que contienen el mayor número de especies, superando las 300 especies, son: la plantación en terraplenes (424 especies), la hidrosiembra (347 especies), la plantación en desmontes (329 especies), difiriendo bastante de las siguientes actuaciones que superan las 100 especies, como son: la plantación en glorietas (169 especies), plantación en intersecciones y enlaces (127 especies) y las plantaciones en pasos inferiores y obras de drenaje transversal, así como zonas de desmantelamiento de firme (116 especies).

Las especies más utilizadas en los proyectos son: *Chamaerops humilis*; *Lavandula stoechas*; *Nerium oleander*; *Olea europaea sylvestris*; *Pinus halepensis*; *Pistacia lentiscus*; *Quercus coccifera*; *Quercus rotundifolia*; *Retama sphaerocarpa*; *Rosmarinus officinalis* y *Spartium junceum* (Tabla 2). Correspondiendo el mayor porcentaje a especies arbustivas (58,49%), seguido por especies arbóreas (24,53%), seguido por especies de herbáceas (11,32%) y gramíneas (5,66%).

ESTUDIO 2

Se comprueba que, de los resultados obtenidos en el Estudio 1, las especies vegetales detectadas en la restauración paisajística coinciden aproximadamente entre un 60% y un 66 %, con las especies que se proponen para las ocho provincias andaluzas en el Mapa Guía: Tratamiento Vegetal de infraestructuras lineales de Andalucía (Anexo 2). Entendiéndose que aquellas especies vegetales que se han sido consideradas como estabilizadoras de taludes en las menciones a restauración paisajística de los proyectos de carreteras, también podrían beneficiar con su plantación a los insectos.

Para corroborar si esta posibilidad es cierta, a la hora de diseñar la restauración paisajística de una carretera para contribuir a la conservación de insectos, es fundamental un estudio detallado de los requisitos de la ecología y del hábitat de la especie, para de esta manera, poder gestionar el hábitat con los requerimientos específicos de la misma (Saarinen et al. 2005). Por ejemplo, es preciso conocer la presencia de plantas nutricias de dichos insectos, así como la presencia de prados, en general espacios abiertos con abundancia de flores (Anthes et al. 2003), porque de ello dependerá el crecimiento y desarrollo de insectos, como lepidópteros. Las plantas nutricias le aportan una serie de componentes bioquímicos a la dieta de los insectos,

nutrientes inorgánicos esenciales, como sales minerales, agua y nitrógeno, así como los orgánicos, fundamentalmente proteínas, azúcares, grasas y ácidos nucleicos (Aguado 2007).

Para hacer la comprobación de cuáles son las especies vegetales utilizadas en proyectos de carreteras que podrían beneficiar a insectos, aunque este estudio se ha centrado en algunas de las especies de insectos (de tres grupos: Lepidopteros, Coleopteros y Odonatos) mencionadas en los dos catálogos de Especies Amenazadas existentes tanto a nivel nacional (RD 139/2011 - BOE 46 (2011)-), como regional (D 23/2012 - BOJA 60 (2012).-) (Anexo 1). Y se procede a una recopilación de información acerca de sus hábitats específicos, por cada especie, sintetizándose dicha información (Tabla 3). Finalmente la comparativa se ha concentrado sólo en lepidópteros.

LEPIDOPTEROS

A continuación se muestran cuáles suelen ser los requerimientos vegetales para cada una de las especies de lepidópteros escogidos. Por ejemplo, es imprescindible tener en cuenta que en zonas ricas en poblaciones de lepidópteros, deberán existir plantas nutricias y hospedadoras, por ejemplo, la presencia de leguminosas sería necesaria en las zonas de restauración paisajística, pues destacan como plantas ricas en proteínas, frente a gramíneas que son más pobres (Aguado 2007). También se ha podido constatar que especies utilizadas en plantaciones de carreteras (encontradas en el Tabla 1) como *Thymus vulgaris*, perteneciente a la familia de las labiadas, acumulan agua y glucosa, por lo que las larvas de algunos licénidos se alimentan de las flores esta planta (Aguado 2007).

Euphydryas aurinia

Los pastos extensos suelen ser utilizados por adultos de lepidópteros, que se alimentan de néctar, siendo un componente muy importante de su hábitat (Anthes et al. 2003). Algunos estudios, sugieren que las hembras de *Euphydryas aurinia*, tienen en cuenta para poner sus huevos, tanto la estructura de la vegetación existente alrededor, como el tamaño de la planta nutricia (Anthes et al. 2003). Tanto es así, que la propia estructura de la vegetación, en Europa Central, determina si serán *Succisa* o *Gentiana* las plantas

hospedadoras escogidas, aunque en ambos casos, las hembras se decantarán por las de mayor tamaño (Anthes et al. 2003; Hula et al. 2004). Algo esperado, pues las plantas hospedadoras grandes proporcionarán recursos alimenticios suficientes para las larvas hasta el periodo de hibernación (Anthes et al. 2003). Se suelen escoger zonas de vegetación abierta y soleada, pues el crecimiento de las larvas puede ser más rápido, algo muy importante para reducir las infecciones por el parasitoide *Cotesia* spp. (Anthes et al. 2003), y además las zonas boscosas, restringen el movimiento de los adultos (Hula et al. 2004).

<http://academic.research.microsoft.com/Publication/47831257/the-effects-of-habitat-fragmentation-on-niche-requirements-of-the-marsh-fritillary-euphydryas>

<http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10841-010-9344-9>

Otras plantas nutricias de las larvas de *Euphydryas aurinia* en Europa Central son *Succisa pratensis* (Botham et al. 2011; Peñuelas et al. 2005; Konvicka et al. 2003) y *Scabiosa columbaria* (Junker and Schmitt 2010; Aguado 2007). En España, el taxón existente es *Euphydryas aurinia beckeri*, siendo las fuentes de néctar de los adultos diferentes, correlacionándose la abundancia de los adultos con la presencia de la planta nutricia de sus larvas, *Lonicera periclyntenum* (Munguira et al. 1997b), también con *Lonicera implexa* (Peñuelas et al. 2006; Stefanescu et al. 2006), considerándose una especie muy ligada, por tanto, al mantenimiento del sotobosque (Sanz et al. 1990).

Graellsia isabelae

Graellsia isabelae, es denominada en la actualidad como *Actias isabellae*, aunque para este estudio hemos decidido seguir, para evitar confusiones, con la antigua nomenclatura, pues es la denominación existente en la legislación con la que estamos trabajando.

Se alimenta de las acículas de pino, fundamentalmente *Pinus sylvestris* (Viedma and Gómez-Bustillo 1985; Barre et al. 2003; MMA 2006b; Velasco 2007) y *Pinus nigra* (Viedma and Gómez-Bustillo 1985; MMA 2006b; Sanz et al. 1990; Velasco 2007). Aunque Chefaoui and Lobo (2007), afirman que existe controversia acerca de las plantas nutricias de sus estados larvarios, citándose diferentes especies de pino, como

Pinus sylvestris, *Pinus uncinata*, *Pinus halepensis*, *Pinus pinaster* (Viedma and Gómez-Bustillo 1985) y *Pinus pinea*, *Pinus strobus* (Viedma and Gómez-Bustillo 1985), *Pinus montana* (Viedma and Gómez-Bustillo 1985) , *Pinus insignis* (Viedma and Gómez-Bustillo 1985) , *Picea excelsa* (Viedma and Gómez-Bustillo 1985) y *Larix europaea* (Viedma and Gómez-Bustillo 1985) (todo ello en base a experimentos realizados en cautiverio). El estudio de Geri et al. (1998), centrado en la parte de Francia y España, confirma que el preferido es *Pinus sylvestris*, seguido por *Pinus uncinata* y *Pinus contorta*, considerándose que el pino austriaco era poco adecuado para la alimentación larvaria.

Parnassius apollo

Parnassius apollo, cuenta entre sus plantas nutricias con las crasuláceas de los géneros *Sedum*, *Sempervivum* y *Bryophyllum*, que poseen la capacidad de almacenar grandes cantidades de agua y le aportan en su fase larvaria glúcidos muy energéticos (Aguado 2007), considerándose la planta más común *Sedum telephium* (Viedma and Gómez-Bustillo 1985).

Polyommatus golgus

Según el Libro Rojo de los Invertebrados de España (Verdú and Galante 2006), ésta especie aparece asociada a claros de matorrales con enebros rastreros, siendo la planta nutricia de sus larvas *Anthyllis vulneraria arundana*, endemismo de Sierra Nevada.

El néctar lo obtienen las mariposas adultas de plantas como *Arenaria tetraquetra*, *Silene rupestris*, *Jasione amethystina* y *Hieracium pilosela*.

Agriades zullichi

Agriades zullichi, especie endémica de las cumbres de Sierra Nevada (desde los 2.380 m hasta los 3.100 m), posee un hábitat restringido a pedregales de esquistos, expuestos al viento en zonas de montaña, donde la cubierta vegetal es escasa, formada por comunidades de la Clase *Festucetea indigestae* (Verdú and Galante 2006). Su planta nutricia es *Vitaliana primuliflora*, que crece en forma de cojines estrechos de 10-40 cm de ancho y 5 cm de altura (Munguira and Martin 1993; Munguira et al. 1997a), creciendo de forma almohadillada.

La planta nutricia de las larvas de la especie, en el caso de Sierra Nevada (Romo et al. 2006), es *Androsace vitaliana* (Blanca 2002; Munguira et al. 1997a).

Agrodiaetus violetae

La planta nutricia de *Agrodiaetus violetae* en el Sur de España sería desconocida, según la Revisión del libro Rojo de los Lepidópteros (Viedma and Gómez-Bustillo 1985), aunque consideran probable que viva como larva sobre *Medicago* spp, y *Onobrychis* spp, así como leguminosas herbáceas. Coincidiendo de alguna forma con el estudio de Lafranchis et al. (2007), que apuntan a *Onobrychis argentea* Boiss como posible planta nutricia, aunque sus imagos suelen posarse sobre plantas Compositae y Liliaceae (Gil-T and Gil-Uceda 2005).

Plebejus hespericus

Este lepidóptero habita en matorrales de sustitución del bosque autóctono, retamares, jabunales y esplegueras, así como en claros de encinar. Las larvas de la especie se citan sobre *Astragalus alopecurioides* y *Astragalus turolense* (Teruel).

Pseudochazara hyppolyte

El lepidóptero *Pseudochazara hyppolyte*, se nutre de gramíneas herbáceas de montaña, fundamentalmente en áreas pedregosas, incluso sobre estrato cristalino (Viedma and Gómez-Bustillo 1985).

Además de los lepidópteros protegidos que se han mencionado hasta ahora, entre cuyas plantas nutricias se registran 16 herbáceas, 5 arbustos y 10 árboles, se han estudiado 98 especies de lepidópteros y sus plantas nutricias. Entre ellas se encuentran 6 árboles (4 de la familia Fagaceae, 1 Oleaceae y 1 Ulmaceae), 36 arbustos de 13 familias (1 Papilionaceae, 1 Aquifoliaceae, 1 Araliaceae, 1 Capparaceae, 6 Cistaceae, 1 Ericaceae, 8 Fabaceae, 1 Fagaceae, 4 Geraniaceae, 4 Lamiaceae, 1 Primulaceae, 5 Rhamnaceae, 2 Rosaceae).y 93 herbáceas de 15 familias (1 Cistaceae, 1 Crassulaceae, 1 Cyperaceae, 32 Fabaceae, 2 Gentianaceae, 12 Geraniaceae, 2 Gramineae, 3 Lamiaceae, 1 Leguminosae, 1 Plumbaginaceae, 31 Poaceae, 4 Polygonaceae, 1 Primulaceae, 1 Rosaceae).

Si se estudia la frecuencia con que se han obtenido plantas nutricias en las plantaciones observadas en zonas aledañas a la carretera (mediante el estudio de los

datos de los PRPs), se observa que entre un 1 y 3% de frecuencia se obtienen 12 familias de plantas (Anacardiaceae, Apocynaceae, Arecaceae, Asparagaceae, Asteraceae, Cupressaceae, Ericaceae, Oleaceae, Pinaceae, Rhamnaceae, Salicaceae y Tamaricaceae) que se corresponden con un total del 21,98% de la plantación en proyectos. Y que equivale a un 12,58 % de las plantas nutricias encontradas para los lepidópteros estudiados (tanto protegidos como no protegidos).

Por otro lado, con una frecuencia entre 3 y 6%, se encuentran tres familias (Cistaceae, Fagaceae y Rosaceae) que se corresponden con el 11,64 de las especies vegetales proyectadas en los PRPs, y que coincidirían en un 8,81% con las plantas nutricias de los lepidópteros estudiados.

Entre 6 y 10% de especies vegetales plantadas, destaca la familia de las Lamiaceae, con un 8,19% de presencia en los proyectos estudiados coincidiendo en un 4,40% con las plantas nutricias de los lepidópteros estudiados.

Finalmente, se presentan dos familias cuya presencia es la más destacable, Fabaceae (Leguminosas) y Poaceae (Gramíneas), cuya presencia en los PRPs ronda entre el 18 y 19% (sumando una presencia del 36,64%), y que coincide en un 46,54% con las plantas nutricias de los lepidópteros estudiados.

COLEOPTEROS

Se centra el estudio en las especies de coleópteros presentes en Andalucía, protegidos por legislación. En este caso muchos de ellos también poseen plantas nutricias, por ejemplo las gramíneas alimentan a coleópteros cerambícidos del género *Dorcadion* (Aguado 2007).

Buprestis splendens

Esta especie necesita la madera de coníferas para su desarrollo, según el Libro Rojo de los Invertebrados de España (Verdú and Galante 2006), centrándose en especies como *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra* o *Pinus pinea*, aunque algunas larvas también se han encontrado en *Larix decidua* y *Pinus leucodermis*.

Cerambyx cerdo

Su larva viene en madera muerta, fundamentalmente de troncos y ramas de *Quercus* y en menor medida de otros árboles como *Castanea*, *Betula*, *Salix*, *Fraxinus*, *Ulmus*, *Juglans*, *Corylus*, *Fagus*, y *Robinia*.

Cybister vulneratus

El Dytiscidae, *Cybister vulneratus*, habita en ambientes acuáticos, en agua dulce y estancada, incluso en cursos temporales de agua (Reintjes 2004), y en zonas llanas y pantanosas (Franciscolo 1979). Aparece en el litoral mediterráneo, en las albuferas formadas en las desembocaduras de ríos y ramblas (Verdú and Galante 2006).

Ochthebius montesi

Según Verdú and Galante (2006), presenta una gran especificidad de su hábitat. Es una especie acuática, normalmente con salinidad entre 8 y 15 g/l. Se alimenta de perifiton y restos vegetales, eligiendo la larva orillas con grava para pupar.

Existe poca información al respecto de los coleópteros protegidos, como que *Hybalus ameliae*, colonizaba la costa occidental de Málaga, o que *Jekelius hispanus*, depende del buen estado de conservación de los medios dunares costeros (Galante and Marcos 2009). En el caso del tenebriónido *Alphasida (Betasida) espanoli*, habita en altitudes superiores a los 1.500 metros en bosque de *Quercus alpestris* Boiss, quercínea propia de las cotas altas de la Sierra de las Nieves (Málaga) (Galante and Marcos 2009). Y *Dalyat mirabilis*, habita en cuevas (Barranco et al. 2008).

ODONATOS

Según la distribución potencial de cada especie (Capítulo 3), se puede observar que en el caso de los odonatos, suelen estar asociados a masas de agua, ya sea estancas o en movimiento, dependiendo siempre de las características físicas y biológicas del tramo donde se encuentren (Sánchez et al. 2009; Torralba and Ocharrán 2010). Por ello, antes de cualquier planteamiento con respecto a actuaciones en cauces o restauraciones de los mismos, es necesario poseer conocimiento de las especies que habitan las zonas que pueden verse afectadas por la construcción de una carretera. En la Tabla 3 (Anexo

2) se resumen las características de los hábitats para cada uno de los odonatos que se pretende estudiar en Andalucía (Herrera et al. 2009).

La relación de cada especie de odonatos considerados con la vegetación asociada se especifica a continuación:

Coenagrion mercuriale

Se encuentra en aguas estancadas limpias de corriente débil (Lockwood 2007), incluso en Turberas (Sánchez et al. 2009). La vegetación para esta especie es importante, aunque según Verdú and Galante (2006), se observa una asociación negativa entre la presencia de árboles y la densidad de individuos de la especie (Rouquette and Thompson 2005). Sin embargo, puede vivir en bosques, suele frecuentar los claros de los mismos (Thompson and Watts 2006), pues normalmente se posa en herbáceas cercanas a los hábitats de sus larvas, pasando la noche entre la vegetación (Hunger and Röske 2001).

Pero para lo que realmente es importante la vegetación para esta especie, es para realizar la ovoposición, pues la realizan introduciendo los huevos en plantas acuáticas que flotan en la superficie del agua.

Gomphus graslinii

Es una especie que parece preferir las aguas débilmente corrientes, con las márgenes sombreadas y el centro soleado, con vegetación emergente en los bordes, y sin estiaje en las aguas (Verdú and Galante 2006). Incluso se encuentra en embalses (Grand and Boudot 2006; Azpilicueta Amorín et al. 2009; Torralba-Burrial et al. 2012).

Siendo importante la consideración de que su periodo de vuelo va desde finales de mayo a principios de septiembre (Grand and Boudot 2006).

Macromia splendens

Habita en ríos anchos y profundos (entre 1,5 y 4 m. –Cordero-Rivera 2008-), en tramos lentos (0,05 a 0,34 m/s –Cordero-Rivera 2008-), según el Libro Rojo de los Invertebrados de España (Verdú and Galante 2006), que permiten la sedimentación de

los sólidos en suspensión (sustrato arenoso con rocas o incluso limoso) y el crecimiento de vegetación acuática. Desarrollándose fundamentalmente en zonas de remanso de los ríos (Cordero-Rivera 2000; Cordero-Rivera 2008), en pequeñas presas (antiguos molinos de agua –Cordero-Rivera 2008-), incluso en embalses hidroeléctricos en valles encajados (Cordero-Rivera 2000). La relación de esta especie con la vegetación se produce sobre todo porque las larvas se entierran en el barro, en la zona situada bajo las ramas de los árboles o arbustos ribereños (Verdú and Galante 2006). Asimismo las larvas emergen en rocas, o sobre troncos de árboles, por ejemplo en embalses (Cordero-Rivera 2008). En algunos casos (Cordero-Rivera 2008) la puesta tiene lugar bajo las frondes del helecho *Osmunda regalis*.

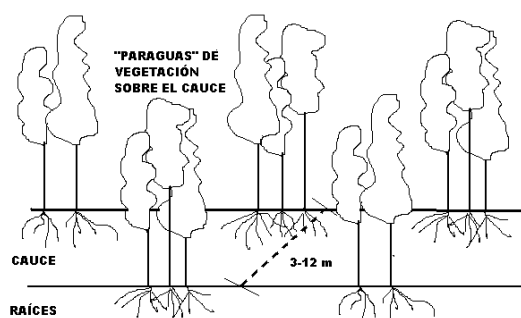
Esta especie posee clara dependencia de los ecosistemas forestales, pues los imagos y adultos cazan en zonas boscosas poco transitadas (camino forestales, claros de vegetación de dichos bosques - Cordero-Rivera 2008-), y en hileras de árboles en el paisaje (Dommanget and Grand 1996).

Oxygastra curtisii

Habita tramos soleados de ríos relativamente grandes con fondos de barro y orillas provistas de árboles o arbustos de ribera que hundan las raíces en la orilla y sombrean el borde de las aguas (Verdú and Galante 2006). Las aguas deben ser limpias y tranquilas (Lockwood 2007). Las raíces son elegidas por las hembras para poner sus huevos, y las copas de los árboles para el apareamiento.

En el caso de los odonatos, se advierte que si se considerase necesario que la construcción de la carretera afectase a cauces o masas de agua que pueden considerarse como hábitat potencial de odonatos protegidos, según especificaciones de Torralba Burrial (2007), sería importante conservar ambientes forestales, en caso que existan cercanos a proximidades de masas de agua, así como mantener una franja de vegetación riparia. Según algunos autores (Cobert 1999), el esquema de un cauce (Figura 1, Anexo 3) para que sea efectivo para las especies *Macromia splendens*, *Gomphus graslinii* y *Oxygastra curtisii*, que suelen coincidir en requerimientos de hábitats, sería con anchura de 3 a 12 metros de agua, vegetación densa para que cubra todo el lecho del cauce de modo que actúe como regulador de la temperatura del agua, creando un microclima en la zona. De este modo se debería mantener la temperatura para los organismos citados.

Figura 1: Esquema de un cauce con requerimientos para organismos como *Macromia splendens*, *Gomphus graslinii* y *Oxygastra curtisii*, que suelen coincidir en habitats.



Fuente: Elaboración Propia

ESTUDIO 3

Tomando los resultados obtenidos en los estudios 1 y 2, se procede a realizar una comparación con las medidas existentes en España, reflejadas en Manuales del Ministerio de Medio Ambiente y que apuestan por minimizar la fragmentación de hábitat fundamentalmente en vertebrados. Se trata de incluir en las medidas propuestas para dichos vertebrados, las que se han recopilado para invertebrados. De este modo, y según (Capítulo 4), sería necesario diferenciar entre tres tipologías de actuaciones para minimizar los impactos que sobre los hábitats y especies producen las infraestructuras lineales. En primer lugar, en la fase de diseño, aquellas estructurales, que suelen corresponderse con las que mantendrían corredores biológicos; y aquellas que mitigarían la fragmentación del hábitat. En segundo lugar aquellas medidas compensatorias del impacto negativo de la infraestructura sobre el ecosistema. Y finalmente aquellas que en fase de operación o vida de la carretera, se desarrollarían, estas últimas ligadas con el mantenimiento y gestión de la carretera. Los resultados del estudio 3 son los que se reflejan en la tabla 4 (Anexo 2). En la que se puede observar que las medidas más eficaces son los pasos superiores, seguidos de los pasos inferiores, drenajes adaptados para la fauna y la gestión de los márgenes (haciendo referencia a la vegetación de los mismos) y otras medidas como limitación de velocidad para evitar atropellos o luces ultravioleta.

En el caso de los pasos superiores, tanto los ecoductos como los pasos superiores específicos para fauna, se consideran eficientes siempre y cuando posean una anchura suficiente, y se hayan restaurado con vegetación específica del hábitat de los insectos

que se pretende proteger. En el caso de vertebrados el Manual del Ministerio apuesta por ecoductos de anchura mínima de 80 metros, algo que beneficiaría a los insectos, pues se muestra que a mayor anchura, mayor efectividad. Aunque en el caso de los pasos superiores, el Manual del Ministerio recomienda una anchura mínima de 20 metros. En el caso de pasos superiores existentes en hábitats alterados que tengan que ser considerados como pasos multifuncionales, la anchura recomendada para vertebrados es de 10 metros, así que para incrementar la efectividad sobre los insectos, debería plantarse con plantas autóctonas y cerramientos perimetrales que impida a los insectos volver a la carretera.

Los pasos inferiores reflejados en el Manual del Ministerio se caracterizan por encontrarse adaptados al paso de fauna, ya sean viaductos, pasos específicos para fauna, tanto para grandes como para pequeños vertebrados, pasos multifuncionales o drenajes adaptados para animales terrestres, peces o pasos específicos para anfibios. En todos los casos se apuesta por la plantación en los márgenes de los pasos de plantas nativas. Aunque en el caso de cauces, lo que más prima es la necesidad de mantener inalteradas sus aguas, así como mantener inalterada la vegetación arbórea, intercalada con matorral, para conseguir mantener un microclima específico, sobre todo para especies de odonatos. En caso de pasos específicos para grandes mamíferos, por las dimensiones consideradas en el Manual del Ministerio, serían también efectivos para insectos, como Lepidópteros. En estos pasos, se debería evitar la utilización de luces, por parecer atractivas a los insectos. Los demás pasos inferiores, de dimensiones más pequeñas, e incluso drenajes, suelen ser apropiados para especies de hábitats húmedos o muy húmedos, aunque su eficacia será menor al no poseer vegetación nativa en su interior.

Como medidas específicas para aumentar la seguridad vial y reducir la mortalidad de la fauna, destaca el acondicionamiento de los accesos a los diferentes pasos, cuya característica principal se basa en la adecuación del terreno y la plantación de vegetación nativa para reproducir hábitat específicos de insectos (adaptación del hábitat). Las medidas de cerramiento, como vallados perimetrales, servirían para los insectos, sobre todo lepidópteros, en el caso que en los lugares de tránsito de dichos lepidópteros alcancen la altura adecuada, para obligar a estos insectos a incrementar la altura de su vuelo, salvando de este modo el impacto negativo de la carretera o bien guiándolos hacia un paso superior específico.

Finalmente, la señalización de advertencia o los dispositivos disuasorios, son medidas que, para insectos, se deben localizar en zonas de distribución potencial de las especies concretas.

RECOMENDACIONES PARA GUÍA METODOLÓGICA.

Como se comentó en la introducción, el Acuerdo de 13 de marzo de 2012, contempla la realización de planes de recuperación y conservación de determinadas especies silvestres y hábitats protegidos, dentro del Marco de Acción Prioritaria para la Red Natura 2000 en España, para el periodo de financiación 2014 -2020 (MAAM 2013), En él, se contempla la elaboración de una Guía Metodológica para evaluar el impacto ambiental de obras, proyectos o actividades que pueden afectar a las especies del Plan o sus Hábitat.

Consideramos que de los tres estudios anteriores se obtiene una información valiosa, que recopilada adecuadamente puede dar lugar a una serie de recomendaciones que se recojan en la guía metodológica a la que se hacía referencia en el párrafo anterior. En los proyectos de ingeniería, tanto el diseño de soluciones estructurales como las labores de restauración paisajística o gestión y mantenimiento de la carretera, hasta ahora centradas sobre todo en vertebrados, podrían aliviar el efecto negativo de la infraestructura lineal sobre los insectos, en muchos casos basadas en la utilización de la vegetación. Dichas recomendaciones a la guía recopilaría las actuaciones que minimizarían el efecto de las infraestructuras lineales sobre la fauna, concretamente de insectos.

Previo a la puesta en marcha de cualquier tipo de las recomendaciones que aquí se plantean, es necesario volver a incidir en que muchas de las medidas propuestas deberán ser específicas, según a la especie o especies a las que se intente proteger, pues no todas las especies se comportan de igual modo. Con lo que se deberá tener en cuenta que para cualquier actuación deberán ser de aplicación los Planes de Recuperación y conservación de determinadas especies que a continuación se exponen, en este caso sólo a nivel Andaluz, según el acuerdo de 13 de marzo de 2012.

- Plan de Recuperación y Conservación de Especies de Altas cumbres de Andalucía. Considera: En peligro de extinción: - Mariposa del Puerto del Lobo: *Agriades zullichii* (Hemming 1933); Mariposa niña de Sierra Nevada: *Polyommatus golgus* (Hübner, 1813). Vulnerable: Chicharra de montaña: *Baetica ustulata* (Rambur 1838); Mariposa: *Agrodiaetus violetae* (Gómez-Bustillo, Expósito and Martínez 1979) Hormiga: *Rossomyrmex minuchae* (Tinaut, 1981).
- Plan de Recuperación y Conservación de Especies de Dunas, Arenales y Acanuilados Costeros. Vulnerable: Hormiga (*Goniomma compressisquama* Tinaut 1994).
- Plan de Recuperación y Conservación de Peces e Invertebrados de Medios Acuáticos Epicontinentales. Considera “En Peligro de extinción»: Libélula (*Macromia splendens* Pictet 1843), y como «Vulnerable»: - Efémora (*Leuctra bidula* Aubert 1962); Libélula (*Oxygastra curtisii* Dale 1834); Libélula (*Gomphus graslinii* Rambur 1842); Náyade (*Unio gibbus* Spengler 1793); Náyade (*Unio tumidiformis* da Silva e Castro 1885).

Fase de diseño: Soluciones estructurales

- Pasos superiores:

En zonas protegidas los pasos superiores deberían poseer anchura suficiente (de más de 60 metros) y en ellos se deberían situar especies vegetales autóctonas relacionadas con las especies a proteger, recubriendo la calzada.

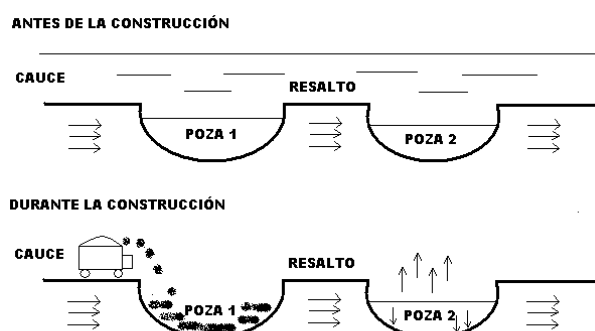
- Pasos inferiores:

En viaductos:

- En cauces, es necesario evitar la contaminación de las aguas, sobre todo mediante la duración de las obras, en este caso se aboga por creación de áreas tampón alrededor del hábitat que se considera proteger. Y cuando

sea necesario eliminar de las orillas vegetación o sedimentos, se deberá realizar alternando dichas actividades en el tiempo (Figura 2, Anexo 3), sin dejar ningún resto en las orillas que pueda llegar a colmatarse o haga desaparecer la heterogeneidad espacial que necesitan muchos odonatos para sobrevivir. Como el caso de *Macromia splendens* y *Oxygastra curtisii*, se ven beneficiadas por la existencia de pozas en las épocas estivales.

Figura 2: Esquema de medida mitigadora de impacto para odonatos en cauces



Fuente: Elaboración Propia

- Se debe mantener una vegetación arbórea intercalada con matorral formando un mosaico mixto.
- Se deben intercalar zonas soleadas con zonas sombreadas para mantener un microclima adecuado.
- Cuando la velocidad de la corriente es alta, dejando al descubierto las raíces de la vegetación, provocada por la erosión en las orillas, deberán mantenerse de este modo para favorecer el refugio a larvas de insectos, como Odonatos.
- En temporadas cálidas, se recomienda mantener zonas de remanso en el cauce.
- La vegetación deberá estar compuesta por especies arbóreas dependiendo de la humedad del suelo.

En general debe respetarse la vegetación asociada al cauce, manteniéndose el lecho natural del cauce (Sánchez et al. 2009).

Los pasos inferiores deberían poseer unas dimensiones de 25 metros de longitud aproximadamente, 2,4 metros de ancho y 1,8 metros de alto. Y en sus márgenes deberá procederse a la plantación de vegetación nativa.

En aquellos con gran longitud se evitará la instalación de luces que puedan atraer a los insectos y consecuentemente a sus depredadores.

- **Drenajes adaptados para la fauna:**

Si dan continuidad a pequeños arroyos, se debe intentar proceder a la plantación en los drenajes con especies herbáceas o arbustivas.

- **Jalonamientos/Vallados/Cerramientos:**

En zonas donde la presencia de insectos protegidos sea conocida deberá procederse al jalonamiento o balizamiento del perímetro de dicha zona para minimizar el efecto negativo de la obra sobre los mismos.

En cauces o charcas artificiales que se creen en torno a la carretera, se puede considerar necesario instalar barreras para evitar que la vegetación de las orillas pueda ser eliminada por otros animales (Torralba-Burrial 2007; Sánchez et al. 2009).

En pasos superiores se proponen cerramientos perimetrales adecuados que impida a los insectos volver a la carretera y en algunos casos consigan guiarlos hacia los pasos superiores.

- **Limitación de velocidad:**

Se limitará la velocidad en zonas donde existan especies protegidas de insectos para evitar los atropellos. En el caso de Odonatos, según Sánchez et al. (2009), se debe señalar la limitación de velocidad a 20 km/h, para evitar atropellos.

- **Restauración de Acequias:**

En el caso de los Odonatos, como *Coenagrion mercuriale*, para asegurar el hábitat de sus poblaciones, se aboga por proceder a la restauración de las acequias tradicionales utilizadas para el riego de los prados de siega, en los lugares donde la

infraestructura lineal pueda afectar de forma directa o indirecta, o incluso la construcción de nuevas acequias donde se considere que el hábitat es adecuado.

- **Extracciones de áridos:**

En caso de requerirse extracciones de áridos, no se realizarán en la zona de policía de los cauces, respetando la banda de 100 metros desde la orilla, ni estarán contemplados en aquellos ríos con buena calidad ecológica o con presencia de poblaciones de odonatos protegidas (Sánchez et al. 2009).

- **Apertura de nuevos viales**

En el caso de los odonatos, se recomienda no realizar la apertura de nuevos viales para la circulación de vehículos a menos de 10 m de la orilla del cauce. En el caso que deban desarrollarse, deberán dedicarse a vehículos sin motor o tránsito de peatones, no superando los 2 metros de anchura, realizándose de forma manual.

En estos caminos de nueva apertura, no deberían eliminarse aquellos árboles de más de 10 cm de diámetro (Sánchez et al. 2009).

- **Creación de charcas artificiales**

Dicha medida se presenta para odonatos y deberá cuidarse el emplazamiento, pues en función del mismo servirá para unas especies u otras. La construcción de charcas artificiales deberá seguir una serie de pautas presentadas por Sánchez et al. (2009) en Extremadura, que se trasladan a continuación:

1. Construcción del vaso donde se situará la charca.
2. Superficie adecuada para albergar al mayor número posible de odonatos, desde 500 m² hasta aquella superficie que se considere que se pueda gestionar.
3. La profundidad de dicha superficie debe ser con topografía variable, con pendientes suaves y permitiendo el desarrollo de flora acuática diversa.

4. Se recomienda la creación de pequeños islotes en el interior que permitan el desarrollo de distintos microclimas, y el diseño irregular del perímetro de la orilla.
5. Se deberá incluir rocas o troncos en el interior de la charca, como estructuras subacuáticas para que las larvas de odonatos se puedan camuflar.
6. Llenado de la Charca.
7. Adecuación del entorno:
 - Orilla: plantación de árboles para crear zonas sombreadas y arbustos de pequeño y mediano porte. Plantas de diferentes edades para favorecer el ambiente sucesional. Algunos lugares de la orilla se dejarán desprovistos de vegetación arbustiva y arbórea para la creación de praderas acuáticas y áreas abiertas.
 - Interior de charca: plantas acuáticas o propágulos de especies de macrófitos y charáceas.
 - Alrededor de la charca: Alejado de la orilla se recomienda plantación de bandas de bosquetes, zonas de matorral y praderas.
8. Vallado de la Charca, para evitar el paso de ganado, en caso que se sitúe en zona ganadera.

- **Otras medidas:**

Luces ultravioleta, para dirigir a insectos, como lepidópteros hacia los pasos de fauna.

Es importante tener en cuenta que especies como *Graellsia isabellae* son fuertemente atraídas por la luz artificial (Velasco 2007), por lo que se intentarán no instalar en zonas de distribución potencial de la especie, caracterizadas por presencia de pinares.

Si la infraestructura lineal afecta a represas antiguas o canales de molinos, se considera conveniente la reparación y/o reconstrucción de los mismos (Sánchez et al. 2009), para mantener la lámina de agua con franjas de vegetación, algo que influye en la presencia de Odonatos.

Se evitará la canalización de arroyos de pequeña entidad para favorecer la presencia de odonatos (Sánchez et al. 2009).

Se procurará en lo posible la utilización de técnicas de bioingeniería para la restauración ambiental de cauces (Sánchez et al. 2009).

Restauración paisajística.

Cobra bastante importancia la restauración paisajística (PRP), porque es algo que condiciona la supervivencia de las especies de insectos en carreteras. Como se ha comentado, esta restauración también está ligada al diseño de la infraestructura, con lo que siempre estará sujeta a las diferentes técnicas de obra civil empleadas para la estabilización de taludes, control de la erosión hídrica, ríos y protección de orillas, control de la erosión eólica, pantallas vegetales (cortavientos o antirruidos), protección mecánica del suelo frente al tráfico y al pisoteo, así como corrección y control de cuencas (Mataix 2002).

Siendo por ello conscientes de que la restauración en las obras de carretera no sólo conlleva una integración visual de la misma sino que en muchos casos la elección de las especies vegetales puede incrementar la cohesión del suelo gracias a sus raíces (el incremento de la cohesión es proporcional a la concentración de las raíces –Mataix 2002)., pueden favorecer el anclaje del terreno en pendientes, o incluso podrían influir de forma negativa incrementando la sobrecarga del talud, por el peso de la vegetación y su relación con el empuje del viento (Mataix 2002). En caso de medianas y rotondas, la plantación adecuada puede incrementar la visibilidad de señalizaciones y calzada, incluso pueden evitar deslumbramientos a los conductores (Soriano 2009). Por todo ello, las recomendaciones que en este documento se expone se realizan como complemento a la restauración paisajística diseñada y siempre teniendo en cuenta que serán especies vegetales autóctonas pues favorecerán la presencia de especies de insectos existentes en la zona. Aunque se es consciente de que uno de los problemas que

podremos encontrar a la hora de realizar las plantaciones con plantas recomendadas para insectos, es la falta de disponibilidad en los viveros, por lo que posiblemente habrá que tener previsto dicho contratiempo antes de proceder a la siembra.

Previo a la plantación se debe proceder a la preparación del terreno, por ello también se hará referencia a las labores preparatorias.

1. **Tierra vegetal:**

Según Ramajo (2007) la adecuada gestión del sustrato vegetal en el proceso constructivo es fundamental para la aplicación de las técnicas de restauración. Si se elimina la capa de tierra vegetal en la fase de construcción de la infraestructura, esa zona resultará con una vegetación pobre y de baja altura, por poseer una tierra con un bajo contenido en semillas y en nutrientes, siendo un recurso escaso para insectos, como lepidópteros (Valtonen et al. 2007).

En principio se deberá recuperar la capa de suelo fértil que pueda estar directa o indirectamente relacionada con los procesos de restauración paisajística de la obra. Estos suelos fértiles se acopiarán a lo largo de la traza o en zonas próximas a la misma, en montones de altura no superior a los 2 metros, con objeto de facilitar su aireación y evitar la compactación. Para favorecer los procesos de colonización vegetal se establecerá una siembra, riego y abonado periódico. En caso de que no exista tierra vegetal que se pueda recuperar para las labores de restauración paisajística, se deberá introducir una capa de tierra vegetal espesa y rica en nutrientes, ya que los altos niveles de nitrógeno favorecerán el rápido crecimiento de pastos perennes que irán desplazando a las especies de porte bajo. Además el empobrecimiento de este suelo que inicialmente pudo ser rico se puede paliar con una siega gestionada de forma regular y con la retirada del material cortado (Valtonen et al. 2007).

2. **Condiciones Topográficas:**

Previo a seleccionar las diferentes técnicas de restauración, es necesario el estudio de litología y pendientes de las diferentes superficies. De modo que los taludes se diseñarán en función de los elementos geotécnicos, de seguridad y paisajísticos de la zona, teniendo en cuenta lo expuesto en los condicionantes de la Declaración de Impacto Ambiental. Normalmente la morfología resultante para

taludes de desmonte y terraplén será siembre que sea viable, mayores o iguales a 3H:2V, de modo que sea posible su revegetación.

Por ejemplo esto es importante a nivel de restauración de cauces, pues las condiciones posteriores a la restauración deben ser similares a las iniciales (Ocharán 2007).

Protección de la llanura de inundación y la realización de represas en el caso de cauces, para favorecer la presencia de Odonatos (Verdú and Galante 2006; Sánchez et al. 2009).

3. Restauración vegetal:

Se requiere el mantenimiento de estructuras de vegetación de tipo lineal (arbustivo o arbóreo) en zonas con distribución potencial de odonatos, de modo que posibiliten la conexión entre ecosistemas (Sánchez et al. 2009).

- En Márgenes de Carreteras

En márgenes de la carretera, se realiza hidrosiembra, previa a la plantación de árboles o arbustos, lo que proporciona un refugio para la fauna silvestre, ofreciendo un hábitat valioso para los insectos, al conectar fragmentos de hábitat natural (Hopwood 2010).

Dicha plantación deberá realizarse con plantas nutricias de insectos, fundamentalmente leguminosas y gramíneas.

- En tramos de residuales de carreteras.

En aquellos tramos de carretera que quedan sin función, deberá realizarse una demolición de firmes, así como la recuperación de suelo útil, para recuperar en lo posible el hábitat circundante.

- En Cauces asociados a carreteras

En muchos casos la construcción de la carretera contempla cruces con ríos y arroyos en los que se identifican formaciones vegetales de ribera, por lo que a nivel técnico se recomienda la restauración posterior de los

cauces atravesados (Soriano 2009). Se observa como la restauración de medios acuáticos, tendrá repercusión en diferentes insectos, aunque los más afectados, de los estudiados en este caso, serían los Odonatos. Este grupo considerado en general como “paraguas” (Verdú and Galante 2006), propicia que si se restauran los biotopos donde se reproducen, entendiéndose como una restauración global, se podría estar beneficiando a un gran número de especies de otros grupos taxonómicos (Ocharán 2007).

Se recomienda que en las diferentes fases de la elaboración de un proyecto de restauración de un medio acuático, intervengan especialistas (Ocharán 2007) que sepan de los requerimientos de las especies a proteger. Dichos expertos en las especies a proteger, deberán hacer llegar a los demás miembros del equipo multidisciplinar que redacte el proyecto cuáles son los objetivos a alcanzar.

Se cuidará que en la ejecución del proyecto la maquinaria pueda provocar alteraciones sobre las poblaciones naturales.

Es fundamental la conservación de la vegetación marginal y del bosque de ribera, que incluyen zonas de arena, hojarasca y raíces en tramos lentos y profundos, para odonatos como *Macromia splendens* (Cordero-Rivera 2008). La plantación se realizará de modo irregular para que se cree un bosque de ribera, con diferentes bosquetes para crear diferentes estados sucesionales (Sánchez et al. 2009), aclarándose por algunas zonas (pequeñas praderas), con la finalidad de que entre el sol y la orilla posea fundamentalmente vegetación herbácea (Ocharán 2007; Sánchez et al. 2009), se creará de este modo un microclima fundamental para muchas especies de Odonatos. Entre bosquetes se dejará una distancia de 25-30 metros (Sánchez et al. 2009). Se favorecerá la creación de bandas de 20-30 m de anchura con matorral y arbolado aclarado a ambos lados de la orilla, sirviendo de área de maduración para diferentes odonatos (Sánchez et al. 2009).

Se mantendrá una distancia entre pies de 4-5 metros (Sánchez et al. 2009).

Se fomentará una alta diversidad de macrófitos autóctonos en el interior y junto a la masa de agua para que aporten oxígeno y reduzcan la turbidez (Sánchez et al. 2009).-

Se intercalarán zonas de remanso o charcas, con pequeñas profundidades, diferenciadas para crear un microhábitat, incluyendo incluso alguna zona con mayor profundidad (Ocharán 2007). También se aboga por reponer las llanuras inundables de los cauces, de modo se que propicie la conectividad del cauce con zonas de aguas temporales.

Se deberá tener cuidado con la propuesta de caudal ecológico en los ríos, ya que la propia naturaleza de muchos cauces hace que se sequen dejando pequeñas charcas, de las que se benefician muchos insectos. Si se aboga por un caudal constante, posiblemente estas especies adaptadas a condiciones de temporalidad, desaparecerían.

Entresaca de arbolado y eliminación de vegetación invasora en cauces, en aquellos lugares que puedan contener presencia segura o probable de odonatos protegidos (Sánchez et al. 2007).

Medidas compensatorias.

Compra de terrenos con objetivo conservacionista (Samways 1994).

Gestión y Mantenimiento de la vegetación:

- Limpieza, siega y desbroce:

No se deben realizar siegas y desbroces frecuentes. En documentos técnicos (Soriano 2009) se recomienda realizar al menos dos siegas al año, una a la entrada de la primavera y otra al inicio del otoño. Sin embargo en se ha comprobado que en el caso de las labores de conservación y mantenimiento, en lepidópteros, se habrá de tener en cuenta que especies como *Euphydryas aurinia*, crían en zonas en las que tras años de abandono, el tamaño de las plantas hospedadoras es considerable, mientras que los adultos pasan un tiempo considerable alimentándose de los abundantes recursos de néctar que les facilitan las zonas sometidas a pastoreo o segadas

anualmente (Anthes et al. 2003). Por lo que sería conveniente que en zonas de distribución potencial de este lepidóptero, se tenga en cuenta su ciclo de vida para organizar la planificación de la restauración paisajística y su conservación y mantenimiento. Ya que según Anthes et al. (2003), una estrategia de conservación que incluyese una siega al año, a finales de otoño, podría propiciar el declive de poblaciones de *Euphydryas aurinia*, en pequeños parches. Es decir, las poblaciones pueden mermarse si la siega se produce en un momento inapropiado, o bien si se producen varias siegas (Konvicka et al. 2003).

Se aconseja, segar en las zonas de prados, donde los lepidópteros se alimentan, y en las zonas alejadas de la carretera, donde se pudiera establecer una vegetación más alta, establecer por ejemplo una siega rotativa o en mosaico (Anthes et al. 2003; Konvicka et al. 2003). _Ya que el abandono prolongado de las áreas con vegetación alta, puede provocar efectos contradictorios, pues las condiciones beneficiosas para los lepidópteros, suelen producirse poco después del cese de la siega (Hula et al. 2004). La siega por tanto, debería coincidir con el inicio del vuelo de los adultos, pues de este modo se podrían destruir las plantas hospedadoras sin dañar a las larvas (Konvicka et al. 2003). De hecho, por ejemplo los lepidópteros, concretamente *Euphydryas aurinia*, cuyas larvas se alimentan de madreSelva (*Lonicera* sp.), cuando emergen se suelen establecer en territorios centrados en una determinada planta o conjunto de flores, pues el alimento preferido por los adultos es el néctar contenido en cardos, ranúnculos e incluso orquídeas silvestres como *Anacamptis pyramidalis*.

En cauces, cuando se realicen limpiezas de sedimentos o eliminación de vegetación se deberán alternar diferentes tramos a lo largo del año y a lo largo del cauce (Sánchez et al. 2009). Se tratará de no eliminar la vegetación de ribera durante los trabajos de limpieza de los cauces, excepto en las zonas que se considere estrictamente necesario, ubicándose en los lugares donde se produzca menor impacto (Sánchez et al. 2009). Al finalizar los trabajos se

deberá restituir la estructura de la orilla, restaurándose la zona dañada con especies autóctonas.

Se optará en lo posible por la utilización de herramientas manuales para la limpieza de cauces pequeños o de charcas.

No se deben realizar siegas y desbroces frecuentes. En documentos técnicos (Soriano 2009) se recomienda realizar al menos dos siegas al año, una a la entrada de la primavera y otra al inicio del otoño. Sin embargo se ha comprobado que en el caso de las labores de conservación y mantenimiento, en lepidópteros, se habrá de tener en cuenta que especies como *Euphydryas aurinia*, crían en zonas en las que tras años de abandono, el tamaño de las plantas hospedadoras es considerable, mientras que los adultos pasan un tiempo considerable alimentándose de los abundantes recursos de néctar que les facilitan las zonas sometidas a pastoreo o segadas anualmente (Anthes et al. 2003). Por lo que sería conveniente que en zonas de distribución potencial de este lepidóptero, se tenga en cuenta su ciclo de vida para organizar la planificación de la restauración paisajística y su conservación y mantenimiento. Ya que según Anthes et al. (2003), una estrategia de conservación que incluyese una siega al año, a finales de otoño, podría propiciar el declive de poblaciones de *Euphydryas aurinia*, en pequeños parches. Es decir, las poblaciones pueden mermarse si la siega se produce en un momento inapropiado, o bien si se producen varias siegas (Konvicka et al. 2003).

Se aconseja, segar en las zonas de prados, donde los lepidópteros se alimentan, y en las zonas alejadas de la carretera, donde se pudiera establecer una vegetación más alta, establecer por ejemplo una siega rotativa o en mosaico (Anthes et al. 2003; Konvicka et al. 2003). Ya que el abandono prolongado de las áreas con vegetación alta, puede provocar efectos contradictorios, pues las condiciones beneficiosas para los lepidópteros, suelen producirse poco después del cese de la siega (Hula et al. 2004). La siega por tanto, debería coincidir con el inicio del vuelo de los adultos, pues de este modo se podrían destruir las plantas hospedadoras sin dañar a las larvas (Konvicka et al. 2003). De hecho, por ejemplo los lepidópteros,

concretamente *Euphydryas aurinia*, cuyas larvas se alimentan de madreSelva (*Lonicera* sp.), cuando emergen se suelen establecer en territorios centrados en una determinada planta o conjunto de flores, pues el alimento preferido por los adultos es el néctar contenido en cardos, ranúnculos e incluso orquídeas silvestres como *Anacamptis pyramidalis*.

Coleópteros como *Buprestis splendens* o *Cerambyx cerdo* se alimentan y utilizan para su desarrollo madera muerta, por lo que en zonas donde se detecte distribución potencial (Capítulo 3), sería contraproducente retirar la madera muerta de ejemplares, pues dicha acción podría perjudicar la supervivencia de esta especie (Verdú and Galante 2006). Sin embargo esta medida contrastaría con las labores de limpieza en carreteras, que se realizan para evitar la proliferación de plagas o disminuir la incidencia de incendios (Verdú and Galante 2006). En estos casos se debería encontrar un equilibrio adecuado. Ya que por ejemplo en diferentes publicaciones se advierte sobre la posibilidad de que *Cerambyx cerdo* pueda llegar a adquirir las dimensiones de plaga (Banco de la Biodiversidad de la Comunidad Valenciana 2009).

- Herbicidas y Fitosanitarios:

En algunos documentos técnicos (Soriano 2009) se aboga por aplicar tratamientos con limitadores de crecimiento, herbicidas y fitosanitarios dos veces al año. Pero para poder minimizar el efecto sobre insectos protegidos, se debe limitar el tratamiento con productos fitosanitarios, sobre todo en zonas donde los taludes o zonas de carretera se hayan restaurado con especies de pinos (Velasco 2007) por la posibilidad de dañar el ciclo biológico de algunos lepidópteros, como *Graellsia isabellae*. O en el caso de los fertilizantes y pesticidas, cuidar una franja de 50 m desde la orilla de cualquier cauce o masa de agua para evitar su contaminación (Sánchez et al. 2009), incluso en zonas donde exista una elevada pendiente (superior al 10%) o exista peligro de erosión (Sánchez et al. 2009).

- Medio acuático:

Aclarado de determinadas orillas o riberas, para favorecer a las poblaciones de odonatos, sólo en el caso de que produzcan altas densidades (sin superar nunca el 50% del arbolado existente). El caso de saucedas arbustivas, según Sánchez et al. (2009) sólo se deben realizar entresacas de pies, dejando al menos 2-3 pies por cepa.

Los desbroces de deberán hacer de forma manual para respetar el matorral existente (Sánchez et al. 2009).

Los principales problemas existentes a nivel de mantenimiento pueden venir ocasionados por:

- Conflictos con las prioridades del mantenimiento:

En muchos casos, aunque en las medianas o taludes resultase necesario dejar crecer la vegetación con el fin de potenciar los habitats de insectos, la seguridad vial es la mayor prioridad (Department of Transport and Main Road 2010), por ejemplo para evitar las colisiones de los vehículos que provocan accidentes humanos y en muchas ocasiones el atropello de vertebrados (MMA 2006a).

En Andalucía, los incendios son un problema acuciante que hace fundamental la necesidad de realizar siegas y control de la vegetación seca que pueda resultar un combustible fácil para iniciar un incendio.

- Falta de comunicación entre los diseñadores de una infraestructuras y los trabajadores de mantenimiento de la misma.

Otras medidas

- Evitar el vertido de efluentes contaminantes procedentes de la obra, y de su maquinaria a cauces, fundamentalmente por la influencia negativa que tendrían sobre los odonatos (Sánchez et al. 2009).

- Como medida preventiva se sugiere mantener inalteradas las zonas de pastizal y áreas arbustivas junto a cauces donde se encuentran o podrían encontrar especies protegidas, así como controlar la extracción de agua de los cauces (Sánchez et al. 2009).

- En zonas de presencia de odonatos protegidos, evitar cualquier actuación que modifique la estructura del cauce, su caudal o vegetación de ribera (Sánchez et al. 2009).

CONCLUSIONES

En el caso de los insectos queda mucho por hacer para que, tanto obras de infraestructuras, como urbanizaciones o cualquier cambio de uso de suelo afecten de forma mínima a este grupo. Pero se es consciente de que el tema de las infraestructuras lineales aparece como un factor de amenaza de un gran número de especies de insectos (Verdú and Galante 2006). Y sin embargo hasta ahora en España no se había desarrollado ningún manual o guía que ofreciese recomendaciones para disminuir dicho factor de amenaza.

Por ello este capítulo se ha considerado necesario para minimizar la fragmentación de hábitat, haciendo hincapié en las especies protegidas. Se ha tratado de intentar dar respuesta a una serie de preguntas que se pueden plantear a la hora de iniciar la planificación de un proyecto de una infraestructura lineal: (1) En fase de planificación –Estudio Informativo o Anteproyecto- se debe evitar la afección a lugares sensibles para los insectos (Capítulo 3), desplazando el trazado lejos de ellos (por ejemplo, la Radial 4 de Madrid); (2) en la fase de diseño, partes del proyecto, como la ordenación ecológica, estética y paisajística o la restauración paisajística, qué actuaciones podrían ayudar a minimizar el efecto negativo; (3) para los insectos, sobre todo los protegidos, qué medidas preventivas, protectoras o correctoras se podrían tomar; así como la (4) posibilidad que existe de mantener y mejorar la eficacia de dichas medidas. A nivel organizativo es necesario plantear en la fase de explotación el seguimiento de las medidas de integración ambiental de la obra y la divulgación de los resultados de dicho seguimiento.

Creemos que con este capítulo y en general con esta tesis centrada en infraestructuras lineales e insectos -cuya información esa sido considerada como escasa en diferentes publicaciones (Valladares et al. 2011)-, se abre un campo de investigación, para además de seguir completando las recomendaciones, comprobar la eficacia de medidas mitigadoras e incluso plantear la propuesta de mejoras de las mismas.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguado LO (2007) Las mariposas diurnas de Castilla y León-II (Lepidópteros Ropalóceros) Especies, biología, distribución y conservación. Junta de Castilla y León. Consejería de Medio Ambiente. Fundación Patrimonio Natural: 815-861.
- Algeciras YGT (2013) Un Insecto de otra Era en Los Alcornocales. In: <http://www.diariodecadiz.es/article/provincia/1472701/insecto/otra/era/los/alcornocales.html>. Accessed 15 march 2013.
- Anthes N, Fartmann T, Hermann G, Kaule G (2003) Combining larval habitat quality and metapopulation structure – the key for successful management of pre-alpine *Euphydryas aurinia* colonies. *Journal of Insect Conservation* 7: 175-185.
- Azpilicueta Amorín M, Cordero Rivera A, Ocharan FJ (2009). *Gomphus graslinii* (Rambur, 1844). Pp. 222-227. En: J.R. Verdú & E. Galante (eds.). Atlas de los Invertebrados Amenazados de España (Especies En Peligro Crítico y En Peligro). Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Banco de datos de Biodiversidad de la Comunidad Valenciana (2009) In: <Http://bdb.cma.gva.es>. Consultado 12/06/2012.
- Barranco P, Tinaut A, Baena M (2008) Entomofauna cavernícola de Andalucía. El Karts de Andalucía. Junta de Andalucía. En: http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam/menuitem.04dc44281e5d53cf8ca78ca731525ea0/?vgnnextoid=5cb68de814e24210VgnVCM1000001325e50aRCRDandvgnnextchannel=6cb87c119370f210VgnVCM2000000624e50aRCRDandvgnnextfmt=rediamandlr=lang_es. Consultado el 10/05/2012. Pp:75-86.

Barre F, Goussard F, Géri C (2003) Variation in the suitability of *Pinus sylvestris* to feeding by two defoliators, *Diprion pini* (Hym., Diprionidae) and *Graellsia isabellae galliaegloria* (Lep., Attacidae). *J Appl Ent* 127: 249-257.

Blanca G (2002) Flora amenazada y endémica de Sierra Nevada. Universidad de Granada. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Granada. 407 pp.

BOE 82 (1990) Real Decreto 439/1990, de 30 de marzo, regulador del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas). Ministerio de Medio Ambiente.

BOE 46 (2011) Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

BOJA 60 (2012) Decreto 23/2012, de 14 de febrero, por el que se regula la conservación y el uso sostenible de la flora y la fauna silvestres y sus hábitats. Boletín Oficial de la Junta de Andalucía.

Botham MS, Ash D, Aspey N, Boum NAD, Bulman CR, Roy DB, Swain J, Zannese A, Pywell RF (2011) The effects of hábitat fragmentation on niche requirements of the marsh fritillary, *Euphydryas aurinia*, (Rottemburg, 1775) on calcareous grassland in southern UK. *Journal of Insect Conservation* 15: 269-277. doi:10.1007/s10841-010-9344-9

Carter CI, Anderson MA (1987) Enhancement of lowland forest ridesides and roadsides to benefit wild plants and butterflies. Forestry Commission Research Division. Research Information Note 126.

- Chefaoui RM, Lobo JM (2007) Assessing the Conservation Status of an Iberian Moth Using Pseudo-Absences. *The Journal of Wildlife Management* 71(8): 2507-2516. doi: 10.2193/2006-312
- Cobert PS (1999) *Dragonflies. Behavior and ecology of Odonata*. Cornell University Press, Nueva York. 829 pp.
- Consejería de Obras Públicas y Transportes (2007) Mapa guía de tratamiento vegetal de infraestructuras lineales de Andalucía. Dirección general de Transportes. Servicio de Conservación y Dominio Público Viario.
- Cordero Rivera A (2000) Distribution, habitat requirements and conservation of *Macromia splendens* Pictet (Odonata: Corduliidae) in Galicia (NW Spain). *International Journal of Odonatology* 3: 73-83.
- Cordero Rivera A (2008) *Macromia splendens*: estado de conservación y problemática de futuro. I Jornadas sobre la conservación de los artrópodos en Extremadura, 16-18 de junio, Cuacos de Yuste (Cáceres): 117-130.
- Department of Transport and Main Roads (2010) *Fauna Sensitive Road Design Manual*. Vol, 2: Preferred Practices –Chapter 6-. <http://www.tmr.qld.gov.au/business-industry/Technical-standards-publications/Fauna-Sensitive-Road-Design-Volume-2.aspx>. Accessed 13 february 2013.
- Dodds Jr CK, Barichivich WJ, Smith LL (2004) Effectiveness of a barrier wall and culverts in reducing wildlife mortality on a heavily traveled highway in Florida. *Biological Conservation* 118: 619-631.

Dommanget JL, Grand D (1996) *Macromia splendens* (Pictet, 1843). Pp. 315-323. In: van Helsdingen, P.J. et al. (eds). Background Information on Invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Council of Europe, Estrasburgo.

Farji-Brener AG, Margutti L (1997) Patterns of plant species in relation to *Acromyrmex lobicornis* nest-mounds on roadside vegetation in Northwest Patagonia. *Int J Ecol and Env Sci* 23: 37-47.

Franciscolo ME (1979) Fauna d'Italia. Coleoptera. Haliplidae, Hygrobiidae, Gyrinidae, Dytiscidae. Ed. Calderini. Bologna. 804 pp.

Galante E, Marcos MA (2009) Reflexiones sobre los Artrópodos de la Provincia de Málaga. *Revista Jábega* 101: 66-75.

Geri C, Goussard F, Auger-Rozenberg M-A, Bastien C, Pasquier F (1998) Foliage Palatability of Pine Species and Clones to the Rare Subspecies *galliegioria* of the Beauty Moth, *Graellsia isabellae* Oberthür (Lepidoptera:Attacidae). Pag 344 in M.L. McManus and A.M. Liebhold, editors. 1998. Proceedings: Population Dynamics, Impacts, and Integrated Management of Forest Defoliating Insects. USDA Forest Service General Technical Report NE-247.

GIASA (Gestión de Infraestructuras de Andalucía) (2009) Manual de Recomendaciones Técnicas para la redacción de Proyectos de Restauración Paisajística. Consejería de Obras Públicas y Transportes. Junta de Andalucía. <http://infodigital.opandalucia.es/bvial/handle/10326/364>. Consultado 10 octubre 2011.

Gil-T F, Gil-Uceda T (2005) *Agrodiaetus Violetae* (Gómez-Bustillo, Expósito and Martínez, 1979): Morfología comparada y descripción de *Agrodiaetus fabressei*

subbaeticus spp. Nov. Del Sureste de la Península Ibérica (Lepidoptera, Lycaenidae).
Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa 36: 357-364.

Grand D, Boudot JP (2006) Les libellules de France, Belgique et Luxembourg. Biotope,
Mèze, 480 pp,

Grilo C, Bissonette JA, Cramer PC (2010) Mitigation measures to reduce impacts on
Biodiversity. In highways: construction, management and maintenance. Editors:
Samantha R. Jones: 73-114.

Hambrey Consulting (2013) The management of roadside verges for biodiversity.
Scottish Natural Heritage. Commissioned Report Nº. 551.

Herrera T, Gavira O, Blanco F (2009). Habitantes del Agua. Odonatos. Agencia
Andaluza del Agua. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Pp.143.

Hopwood JL (2008) The contribution of roadside grassland restorations to native bee
conservation. *Biological Conservation* 141: 2632-2640.
doi:10.1016/j.biocon.2008.07.026

Hopwood JL (2010) Pollinators and Roadsides. Managing Roadsides for Bees and
Butterflies. Invertebrate Conservation Guidelines. In website of The Xerces Society
for Invertebrate Conservation. http://www.xerces.org/wp-content/uploads/2010/05/roadside-guidelines_xerces-society1.pdf (consultado en
enero 2013).

Huijser MP, McGowen P, Fuller J, Hardy A, Kociolek A, Clevenger AP, Smith D,
Ament R (2008) Wildlife-Vehicle Collision Reduction Study: Report to Congress.
(No. FHWA-HRT-08-034)

Hula V, Konvicka M, Pavlicko A, Fric Z (2004) Marsh Fritillary (*Euphydryas aurinia*) in the Czech Republic: monitoring, metapopulation structure, and conservation of an endangered butterfly. *Entomologica Fennica* 15: 231-241.

Hunger H, Röske W (2001) Short-range dispersal of the Southern damselfly (*Coenagrion mercuriale*, Odonata) defined experimentally using UV fluorescent ink. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 9: 181-187.

Hunter MR, Hunter M (2008) Designing for conservation of insects in the built Environment. *Insect Conservation and Diversity* 1:189–196 doi: 10.1111/j. 1752-4598.2008.00024.x

Iglesias C, Merchán PM (2009) Ecología de Infraestructuras: La Experiencia de un Reto Multidisciplinar como base para una Planificación Sostenible. Congreso Nacional del Medio Ambiente. Cumbre del Desarrollo Sostenible.

Irutita Fernández JM (director) (2006) Evaluación del estado de conservación de los invertebrados de Andalucía e identificación de sus hábitats importantes. Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente, Dirección General de Gestión del Medio Natural.

Iuell B, Bekker HGJ, Cuperus R, Dufek J, Fry G, Hicks C, Hlavác V, Kéller V, Rosell C, Sangwine T, Torslow N, Wandall B (2005) Fauna y Tráfico. Manual europeo para identificar conflictos y diseñar soluciones. COST 341. Fragmentación del hábitat causada por las infraestructuras de transporte. Ministerio de Medio Ambiente. 166 pp. Madrid (Edición en inglés publicada en 2003 por KNNV Publishers).

- Junker M, Schmitt (2010) Demography, dispersal and movement pattern of *Euphydryas aurinia* (Lepidoptera: Nymphalidae) at the Iberian Peninsula: an alarming example in an increasingly fragmented landscape? *J Insect Conserv* 14: 237-246.
- Konvicka M, Hula V, Fric Z (2003) Habitat of pre-hibernating larvae of the endangered butterfly *Euphydryas aurinia* (Lepidoptera: Nymphalidae): What can be learned from vegetation composition and architecture? *Eur J Entomol* 100: 313-322.
- Lafranchis T, Gil-T F, Lafranchis A (2007) New data on the ecology of 8 taxa of *Agrodiaetus* HÜBNER, 1822 from Greece and Spain: hostplants, associated ants and parasitoids. *Atalanta* 38(1/2): 189-197.
- Landis DA; Wratten SD; Gurr GA (2000) Habitat Management to Conserve Natural Enemies of Arthropod Pests in Agriculture. *Annual Review of Entomology* 45:175-201, EE. UU.
- Lockwood M (2007) Los Odonatos de Cataluña. I Jornadas sobre la Conservación de los Artrópodos en Extremadura: 103-115.
- López E (2000) La Autovía A-381, clave para la conexión de Europa y Africa, una carretera que va más allá de la Declaración de Impacto Ambiental. *Carreteras, Revista Técnica de la Asociación Española de la Carretera* 9: 109-112.
- Loayza A, Ríos R (1999) Características del néctar y visitas de insectos a flores de *Nicotiana glauca* L. (Solanaceae): ¿Asociadas a cambios de la temperatura y humedad del ambiente?». *Ecología en Bolivia* 33:51-61.

MAAM, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2013) Marco de Acción Prioritaria para la Red Natura 2000 en España, para el periodo de financiación 2014-2020. En Internet: <http://www.magrama.gob.es>

Mataix C (2002) Funciones de la vegetación en el tratamiento de taludes. En López, C (eds). Manual de estabilización y Revegetación de taludes. U.D. Proyectos. E.T.S.I. Minas. U.P.M. Madrid.

MMA (Ministerio de Medio Ambiente) (2006a) Prescripciones Técnicas para el Diseño de Pasos de fauna y vallados perimetrales. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, número 1.O.A. Parques Nacionales.Ministerio de Medio Ambiente. 108 pp. Madrid.

MMA (Ministerio de Medio Ambiente) (2006b) *Graellsia isabelae*. En: http://www.magrama.gob.es/en/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies-amenazadas/graelisiaisabelae_tcm11-20369.pdf. Consultado el 10/05/13.

MMARM (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino) (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 hábitats causada por infraestructuras de transportes, número 2. O.A. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 138 pp. Madrid.

MMARM (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino) (2010) Prescripciones Técnicas para la reducción de la fragmentación de hábitats en la fase de planificación y trazado. Documentos para la reducción de la fragmentación de

hábitats causada por infraestructuras de transportes, número 3. O.A. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 145 pp. Madrid.

Munguira ML, Martín J (1993) The mariposa del Puerto del Lobo Agriades zulichii Hemming (= nevadensis Zulich). In: New, T.R. Conservation Biology of Lycaenidae (Butterflies). The IUCN Species Survival Commission. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission 8: 78-80.

Munguira ML, García-Barros E, Martín J (1997a) Plantas nutricias de los licénidos y satirinos españoles (Lepidoptera: Lycaenidae y Nymphalidae). Boln Asoc Esp Ent 21(1-2): 29-53.

Munguira ML, Martín J, García-Barros E, Viejo JL (1997b) Use of space and resources in a Mediterranean population of the butterfly *Euphydryas aurinia*. Acta oecologica 18(5): 597-612.

Nicholls CI (2008) Control biológico de insectos: Un enfoque agroecológico, Ciencia y Tecnología, Ed. Universidad de Antioquia, Colombia.

Ocharán FJ (2007) La restauración de medios acuáticos aplicada a Odonatos. Reflexiones de un especialista. I Jornadas sobre la Conservación de los Artrópodos en Extremadura: 141-147.

Peñuelas J, Filella I, Stefanescu C, Llusía J (2005) Caterpillars of *Euphydryas aurinia* (Lepidoptera: Nymphalidae) feeding on *Succisa pratensis* leaves induce large foliar emissions of metanol. New Phytologist 167: 851-857.

Peñuelas J, Sardans J, Stefanescu C, Parella T, Filella I (2006) *Lonicera Implexa* Leaves Bearing Naturally Laid Eggs of the Specialist Herbivore *Euphydryas Aurinia* have

Dramatically Greater Concentrations of Iridoid Glycosides than other Leaves. *J Chem Ecol* 32: 1925-1933.

PMVC (2003) Mortalidad de vertebrados en carreteras. Documento técnico de conservación nº 4. Sociedad para la Conservación de los Vertebrados (SCV). Madrid

Queensland Department of Main Roads, Planning, Design and Environment Division (2000) Fauna Sensitive Road Design. Volume I, Past and Existing Practices. The State of Queensland.

Ramajo L (2007) Las obras de restauración paisajística en obras de infraestructuras. Cuadernos de Arquitectura del paisaje 8: 94-97.

Reintjes N (2004) Taxonomy, faunistics and life-history traits of Dytiscidae and Noteridae (Coleoptera) in a West African savannah. Memoria de Tesis doctoral. Universidad de Würzburg. 147 pp.

Reuer C (2007) Synthesis of Animal-Vehicle Mitigation Measures. Arizona Department of Transportation, Phoenix.

Ribera I, Milton DT, Aguilera P, Foster GN (1996) A North African-European transition fauna: water beetles (Coleoptera) from the Ebro delta and other Mediterranean coastal wetlands in The Iberian peninsula. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 6: 121-140.

Romo H, García-Barros E, Munguira ML (2006) Distribución potencial de trece especies de mariposas diurnas amenazadas o raras en el área ibero-balear (Lepidoptera: Papilionoidea and Herperioidea).

- Rosell C, Álvarez G, Cahill C, Campeny C, Rodriguez A, Seiler A (2002) COST 341. La fragmentación del hábitat en relación con las infraestructuras de transporte en España. Ministerio de Medio Ambiente. Informe inédito. 317 pp. Madrid.
- Rouquette JR, Thompson DJ (2005) Habitat associations of the endangered damselfly, *Coenagrion mercuriale*, in a water meadow ditch system in southern England. *Biological Conservation* 123: 225-235.
- Saarinen K, Jantunen J, Valtonen A (2005) Resumed forest grazing restored a population of *Euphydryas aurinia* (Lepidoptera: Nymphalidae) in SE Finland. *Eur J Entomol* 102: 683-690.
- Samways MJ (1994) *Insect conservation biology*. Chapman and Hall, London, pp_358.
- Samways MJ, Osborn R, Carlier F (1997) Effect of a highway on ant (Hymenoptera: Formicidae) species composition and abundance, with a recommendation for roadside verge width. *Biological Conservation* 6:903-013.
- Sánchez A, Pérez J, Jimenez E, Tovar C (2009) *Los Odonatos de Extremadura*. Consejería de Industria, Energía y Medio Ambiente. 344 pp.
- Sánchez-Fernández D, Abellán P, Ribera I, Velasco J, Millán A (2005) Estado de Amenaza de *Ochthebius montesi* (Coleoptera, Hydraenidae), un coleóptero acuático muy raro y endémico del Sur de la Península Ibérica. *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa* 36: 15-19.
- Sanz MPG, Cano JM, Munguira ML, de los Mozos Pascual M, Benito MJS (1990) *Entomofauna de la provincia de Albacete: áreas de distribución de las mariposas*

amenazadas de extinción en las Sierras de Alcaraz y Calar del Mundo. Al-Basit: Revista de estudios albacetenses 27: 5-40.

Soriano M (2009) Explotación de carreteras y medio ambiente: vegetación. In: Jornadas sobre Explotación de carreteras y medio ambiente: un enfoque integrado. Madrid.

Spalding A (2005) The Butterfly Handbook. General Advice note on mitigating the impacts of roads on butterfly population. English Nature.

Stefanescu C, Peñuelas J, Sardans J, Filella I (2006) Females of the specialist butterfly *Euphydryas aurinia* (Lepidoptera: Nymphalinae: Melitaeini) select the greenest leaves of *Lonicera implexa* (Caprifoliaceae) for oviposition. Eur. J Entomol 103: 569-574.

Tamayo P (2007) Análisis Faunístico en Estudios de Impacto Ambiental en el periodo de 1988 a 2003. ¿Abordados con seriedad o son mero trámite? IV Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental (IV CONEIA).

Tamayo P, Pascual F, González A (under review) Effects of the roads on insect abundance and diversity: a review.

Thompson DJ, Watts PC (2006) The structure of the *Coenagrion mercuriale* populations in the New Forest, southern England. En: Cordero Rivera, A. (ed.): Forests and dragonflies: 239-258. Pensoft publishers, Sofia-Moscow

Torralba Burrial A (2008) Medidas de conservación para odonatos. I Jornadas sobre la Conservación de los Artrópodos en Extremadura: 91-102.

Torralba-Burrial, A., Ocharan FJ, Outmuro D, Azpilicueta-Amorin M, Cordero-Rivera A (2012) *Gomphus graslinii*. 81 pp. En: Bases ecológicas preliminares para la

conservación de las especies de interés comunitario en España: Invertebrados. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.

Ujvári ML, Nilsson L, Rösten E (2011) Mobility for humans and wildlife-cost-effective ways forward. Conference of European Directors of Roads (CEDR).

Valladares F, Alfaya V, Olina-Niñirola P, Matesanz S, Tena D, García-Fayos P, Bochet E, Costa M, Balaguer L, Rosado JJ, Martínez J (2006) Recomendaciones para la restauración de taludes artificiales en ambientes mediterráneos. Congreso Nacional del Medio Ambiente. Cumbre del Desarrollo Sostenible. CONAMA 8. Madrid.

Valladares F, Balaguer L, Mola I, Escudero A, Alfaya V (eds.) (2011) Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para soluciones técnicas. Fundación Biodiversidad, Madrid, España. Fundación Biodiversidad 2011.

Valtonen A, Saarinen K, Jantunen J (2007) Intersection reservations as habitats for meadow butterflies and Landscape and Urban Planning 79: 201–209. doi:10.1016/j.landurbplan.2005.09.003

Vázquez LL, Matienzo Y, Veitía M, Alfonso J (2008) Conservación y manejo de enemigos naturales de insectos fitófagos en los sistemas agrícolas de Cuba, Inisav, La Habana.

Velasco P (2007) *Graellsia isabellae*: La mariposa nocturna española más emblemática. Biología status y conservación. I Jornadas sobre la Conservación de los Artrópodos en Extremadura: 131-138.

Verdú JR, Galante E (2006) Libro Rojo de los Invertebrados de España. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio e Medio Ambiente. Madrid. 411 pp.

Vermeulen HJW, Spee AJ, Maelfait JP, Butowski RO (1994) Road-size verges as a new habitat for carabid beetles of heathlands. Proceedings of the section experimental and applied Entomology of the Netherland entomological society (NEV) 5: 101-108.

Viedma MG, Gómez-Bustillo MR (1985) Revisión del Libro Rojo de los Lepidópteros ibéricos. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Instituto nacional para la conservación de la naturaleza. Madrid, Monografías.

Viles RL, Rosier DJ (2001) How to use roads in the creation of greenways. Three cases studies in New Zealand. Landscape and urban Planning Vol 55.

Zielin SB, de Rivera CE, Smith WP, Jacobson SL (2010) Exploring mitigation options to reduce vehicle-caused mortality of a threatened butterfly. Transportation Research Board 90th Annual Meeting: 11-2834

APÉNDICE

Anexo 1: Listado de Especies vegetales en las diferentes actuaciones proyectadas en los 110 proyectos analizados.

Siendo: H: Hidrosiembra; S: Siembra; PD: Plantación Desmonte; PT: Plantación Terraplén; M: Medianas; IE: Intersecciones y Enlaces; G: Glorietas; PI: Pasos inferiores y Obras de Drenaje Transversal; PF: Pasos Fauna; FT: Falso Túnel; DF: Desmantelamiento de Firme; VC: Viaductos y Cauces; VP: Vías Pecuarias; MP: Montes Públicos; PV: Préstamos y vertederos; M: Miradores; P: Pantalla Vegetal; MC: Medidas Compensatorias por afección a la vegetación.

Species hidrosiembra	H	S	PD	PT	M	IE	G	PI	PF	FT	DF	VC	VP	MP	PV	M	P	MC
Acacia farnesiana	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Adenocarpus decorticans	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aegilops triuncialis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Agave americana	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Agropyron desertorum	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Agropyron intermedium	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Agropyrum cristatum	7	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Agrostis castellana	1	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Alnus glutinosa	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-
Ammophila arenaria	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Anthyllis cytisoides	5	1	4	4	1	1	2	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-
Anthyllis vulneraria	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Arbutus unedo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
Arrhenaterum album	2	-	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Arrhenaterum elatius	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Arundo donax	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
Asparagus acutifolius	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Asparagus albus	-	-	1	2	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-
Asparagus aphyllus	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Asphodelus fistulosus	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Asphodelus ramus	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Astragalus hamosis	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Atriplex glacua	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Atriplex halimus	1	-	2	2	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	1	-	1	-
Avenula bromoides	2	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ballota hirsuta	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bidens ferulifolia Verbena	-	-	1	-	2	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bouteloa gracilis	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Brachypodium distachyon	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Brachypodium phoenicoides (en yesos)	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Brachypodium ramosum	3	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Brachypodium retusum.	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Briza maxima	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bromus erectus	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bromus hordeaceos	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Buchloe dactyloides	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Calicotome villosa	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Capparis spinosa (Alcaparra)	-	-	3	6	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Castanea sativa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Catalpa bignonioides	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Celtis australis	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
Ceratonia siliqua	-	-	1	6	-	3	5	-	-	-	6	-	1	-	-	-	1	-
Chamaerops humilis (Palmito)	-	-	11	17	2	6	9	1	-	-	4	-	1	-	2	-	-	1
Chorisia speciosa	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cistus albidus	-	-	5	8	-	4	1	1	-	-	1	-	1	-	-	-	1	-
Cistus clusii	2	-	1	2	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Cistus crispus	-	-	1	2	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cistus ladanifer	-	-	3	2	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cistus laurifolius (Jara estepa)	-	-	2	3	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cistus monspeliensis	-	-	4	3	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1
Cistus multiflorus	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cistus salvifolius	-	-	3	2	-	1	1	1	2	-	-	-	-	-	1	1	-	-
Citrus sinensis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Clematis cirrosa	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Convolvus arvensis	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coronilla juncea	4	-	1	2	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Coronilla valentina	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cotoneaster horizontalis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
Crataegus monogyna	1	-	4	8	-	-	1	3	1	-	3	5	-	-	2	-	-	-
Cupressus sempervirens	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-
Cynanchum acutum	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cynodon dactylon	17	3	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cytisus arboreus	-	-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cytisus grandiflorus	-	-	2	2	4	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cytisus scoparius	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dactylis glomerata	15	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dactylis hispanica	-	-	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Daphne gnidium	-	-	1	2	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ditrichia viscosa	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ephedra fragilis	-	-	3	2	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Elymus junceus	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Erica multiflora	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-
Erica scoparia	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Erinacea anthyllis	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Erythrina crista-galli	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Euonymus europaeus	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Festuca arundinacea	20	-	1	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Festuca indigesta	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Festuca ovina	8	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Festuca scariosa	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ficus carica	-	-	-	1	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ficus retusa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Fraxinus angustifolia	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	9	1	-	-	-	-	-
Galium aparine	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Genista cinerea	1	-	6	7	-	2	2	-	-	-	3	-	1	-	1	-	-	-
Genista hirsuta	-	-	2	2	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Genista ramosissima	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Genista scorpius	2	-	1	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Genista spartoides	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Genista umbellata	-	-	6	5	-	2	4	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Halimium ocyroides	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hedera helix	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hedysarum coronarium.	3	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Helianthemum marifolium	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Helichrysum stoechas	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Heliotropium europaeum	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hordeum leporium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Hyparrhenia hirta	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Jasminus frusticans	-	-	1	1	-	-	-	2	1	-	1	-	-	-	1	-	-	-
Juglans regia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Juncus acutus	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-
Juniperus oxycedrus	1	-	4	4	-	-	1	-	-	-	2	-	1	-	1	-	-	-
Juniperus sabina	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lantana camara	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lathyrus annus	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Launea arborescens	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lavandula angustifolia	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lavandula dentata	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lavandula lanata	-	-	2	3	-	1	1	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
Lavandula latifolia	-	-	1	1	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-
Lavandula luisieri	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lavandula pedunculata	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lavandula stoechas	1	-	8	10	1	4	6	2	1	-	1	-	-	-	1	1	-	-
Ligustrum vulgare	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Limoniastrum monopetalum	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Limonium majus	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Liquidambar styraciflua	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lolium multiflorum	12	-	2	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Lolium perenne	6	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

<i>Lolium rigidum</i>	8	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lonicera implexa</i>	-	-	2	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lotus corniculatus</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lupinus angustifolius</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lygeum spartum</i>	3	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Medicago rugosa</i>	6	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Medicago sativa</i>	25	1	2	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Melilotus indica</i>	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Melilotus officinalis</i>	14	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Moricandia arvensis</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Moricandia moricandiodes</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Myrtus communis</i>	2	-	3	5	-	3	3	1	-	-	3	2	-	-	2	-	-	-
<i>Nerium oleander</i>	-	-	6	13	6	4	7	6	1	-	3	8	1	-	1	-	-	-
<i>Olea europaea</i>	-	-	2	5	-	4	4	-	1	-	3	-	3	-	1	-	-	-
<i>Olea europaea sylvestris</i>	-	-	13	17	-	5	7	-	-	-	8	-	-	-	2	-	-	1
<i>Ononis natrix</i>	3	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Ononis tridentata</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ornithopus compressus</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oryzopsis miliacea</i>	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Osyris quadripartita</i>	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Parkinsonia aculeata</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

<i>Paspalum dilatatum</i>	9	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Periploca laevigata angustifolia</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Phlomis purpurea</i>	3	-	4	5	-	1	1	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Phoenix canariensis</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phoenix dactylifera</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phramites angustifolia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Phyllirea angustifolia</i>	-	-	4	7	-	1	1	1	1	-	4	1	-	-	1	-	-	1
<i>Pinus halepensis</i>	-	-	11	13	-	2	3	-	1	-	5	-	1	1	1	1	1	-
<i>Pinus pinaster</i>	-	-	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pinus pinea</i>	-	-	3	7	-	4	3	-	-	-	3	-	2	-	-	-	-	-
<i>Pinus sylvestris</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Piptatherum miliacea</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pirus bourgaeana</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Pistacia lentiscus</i>	-	-	18	29	-	9	6	4	1	1	7	1	4	1	2	1	-	1
<i>Pistacia terebintus</i>	-	-	1	2	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	1	-	-	-
<i>Plantago lagopus</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plumeria rubra</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Poa annua</i>	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Poa bulbosa (Pasto de invierno)</i>	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Populus alba</i>	-	-	3	3	-	-	-	7	-	-	-	12	1	-	-	-	-	-
<i>Populus nigra</i>	-	-	2	2	-	-	-	3	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-

Psoralea vituminosa	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Punica granatum	-	-	2	3	-	1	3	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Prunus amygdalus	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Prunus spinosa	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pyracantha coccinera	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pyrus bourgaeana	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Quercus canariensis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-
Quercus coccifera	-	-	15	20	-	5	5	3	1	1	6	-	4	-	2	-	1	1
Quercus faginea	-	-	1	2	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Quercus ilex	-	-	3	6	-	3	2	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
Quercus rotundifolia	-	-	11	12	-	4	7	1	1	-	6	-	2	-	2	-	1	-
Quercus suber	-	-	2	3	-	1	2	-	-	-	3	-	-	-	1	-	1	-
Retama monosperma	5	-	-	-	-	2	2	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1
Retama sphaerocarpa	7	-	25	31	5	6	6	7	2	1	8	-	2	1	4	1	1	-
Rhamnus alaternus	-	-	4	5	-	-	-	5	2	-	3	-	2	-	1	-	-	1
Rhamnus lycioides oleoides	-	-	6	11	-	6	2	1	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-
Rhamnus oleoides	1	-	5	1	-	-	-	2	2	-	3	-	1	-	3	-	1	-
Rosa canina	1	-	-	-	-	-	1	7	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
Rosmarinus officinalis	1	-	25	25	1	8	13	2	2	-	5	-	3	1	2	1	-	1
Rubus ulmifolius	-	-	1	2	-	-	-	10	-	-	-	5	-	-	-	-	-	-
Rumex acetosa (Acedera)	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Ruscus sculeatus	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Saliz alba	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-
Salix atrocinerea	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	8	-	-	-	-	-	-
Salix fragilis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-	-	-	-	-
Salix pedicellata	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Salsola genistoides	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Salvia lavandulifolia	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sambucus nigra	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Santonina chamaecyparissus	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Santonina rosmarinifolia	1	-	-	-	-	1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Schinus molle	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Scyrpus holoschoenus	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Smilax aspera	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Sorghum halepensis	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Spartium junceum	4	-	10	12	5	4	5	2	1	-	1	-	1	-	1	-	-	-
Stipa capensis	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Stipa tenacissima	16	1	5	4	-	2	2	-	-	-	1	-	-	-	2	-	-	-
Syagrus romanzoffiana	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Tamarix africana	-	-	4	4	4	2	2	7	1	-	2	6	-	-	1	-	-	-
Tamarix canariensis	-	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tamarix gallica	-	-	1	2	1	-	1	3	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-

<i>Tapadera cappris spinosa</i>	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tetraclinis articulata</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Teucrium fruticans</i>	-	-	1	2	1	2	4	2	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Teucrium pseudochamaepytis</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Thymbra capitata</i>	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Thymelaea hirsuta</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Thymus baeticus</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Thymus hyemalis</i>	-	-	2	3	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Thymus mastichina</i>	-	-	3	1	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Thymus vulgaris</i>	5	-	5	6	-	3	3	1	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Thymus zygis</i>	1	-	1	1	-	1	-	-	-	-	2	-	1	-	-	-	-	-
<i>Typha dominguensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trifolium arvense</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trifolium campestre</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trifolium pratense</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trifolium repens</i>	3	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trifolium stellatum</i>	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trifolium subterraneum</i>	4	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tuberaria guttata</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ulex parviflorus</i>	-	-	3	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Ulmus minor</i>	-	-	2	2	-	-	-	4	-	-	-	4	1	-	-	-	-	-

Recomendaciones para carreteras

Viburnum tinus	-	-	1	1	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-
Vicia sativa (Algarrobilla)	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Vicia villosa	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Vitis vinifera var. Sylvestris	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Washingtonia filifera	-	-	1	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Washingtonia robusta	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
Whitania frutescens	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Yucca gloriosa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
Ziziphus lotus	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Anexo 2: Tablas

Tabla 1: Resumen de las especies vegetales que aparecen en las diferentes actuaciones proyectadas en los proyectos analizados, según su frecuencia de aparición.

Número de veces que se mencionan las especies en los proyectos				
10 A 15	16 A 21	22 A 27	28 A 33	MÁS DE 34
Capparis spinosa	Anthyllis cytisoides	Ceratonia siliqua	Crataegus monogyna	Chamaerops humilis
Cistus salvifolius	Cynodon dactylon	Cistus albidus	Medicago sativa	Lavandula stoechas
Cytisus grandiflorus	Dactylis glomerata	Festuca arundinacea	Rhamnus lycioides oleoides	Nerium oleander
Festuca ovina	Genista umbellata	Genista cinerea	Stipa tenacissima	Olea europaea sylvestris
Fraxinus angustifolia	Lolium multiflorum	Myrtus communis	Tamarix africana	Pinus halepensis
Juniperus oxycedrus	Phlomis purpurea	Olea europaea		Pistacia lentiscus
Mellilotus officinalis	Quercus ilex	Phyllirea angustifolia		Quercus coccifera
Paspalum dilatatum	Rhamnus oleoides	Pinus pinea		Quercus rotundifolia
Populus nigra	Rubus ulmifolius	Populus alba		Retama sphaerocarpa
Punica granatum		Rhamnus alaternus		Rosmarinus officinalis
Quercus suber		Thymus vulgaris		Spartium junceum
Retama monosperma				
Rosa canina				
Salix atrocinerea				
Tamarix gallica				
Teucrium fruticans				
Ulmus minor				

Anexo 1: Especies de insectos del Catálogo Nacional pertenecientes a los órdenes Lepidóptera, Coleóptera y Odonata, presentes en la Comunidad Autónoma de Andalucía, junto a las especies de los órdenes citados, del Catálogo Regional de Andalucía, que se tomarán para la realización del estudio.

Decreto 139/2011 (Nacional)	Decreto 23/2012 (Andalucía)
Coleoptera	
Buprestis splendens	Alphasida (Betasida) espanoli*
Cerambyx cerdo	Cybister (Melanectes) vulneratus*
	Dalyat mirabilis*
	Hybalus ameliae*
	Jekelius punctatolineatus*
	Ochthebius montesi*
Lepidoptera	
Euphydryas auniria	Agriades zullichi
Graellsia isabelae	Agrodiaetus violetae
Parnassius apollo	Plebeyus hepericus*
Polyommatus golgus	Pseudochazara hyppolyte*
Odonata	
Coenagrion Mercuriale	
	Gomphus gralinii
Macromia splendens	
Oxygastra curtisii	

*Especies citadas en el Listado Andaluz, pero no en el Catálogo.

Tabla 3. Listado de especies que están citadas en el Catálogo Español de Especies Amenazadas y en el Catálogo Andaluz y sus hábitats asociados

ORDEN	ESPECIE	HÁBITAT
Odonata	<i>Coenagrion mercuriale</i> (Charpentier, 1840)	<i>Medios poco caudalosos, aguas lentas y someras que transcurren por lugares bien soleados con vegetación mesotrófica bien desarrollada</i> (Ej. <i>Nasturtium officinale</i> , <i>Berula erecta</i> , <i>Verónica spp</i> , <i>Glyceria spp</i> , <i>Juncus inflexus</i>). Habita en cursos fluviales que conservan agua incluso en época estival y que discurren sobre sustratos calcáreos. Se encuentra en las acequias de riego tradicionales de los prados de siega, en turberas y pequeños retazos de manantiales que rezuman en laderas de las sierras. De forma testimonial se la ha encontrado en ríos de mayor entidad. (Pérez-Gordillo, 2010 c).
	<i>Gomphus graslinii</i> (Rambur, 1842)	Hábitat lóticos permanente donde las aguas son limpias y bien oxigenadas. Prefiere aguas poco caudalosas, con poca profundidad y abundante vegetación de ribera. El tamaño del cauce donde se da su presencia está entre 1 y 6 metros, con el centro soleado y las orillas provistas de vegetación. Muestra preferencia por fondos con abundantes cantos rodados o rocas emergentes que utiliza como posadero, siempre soleadas. También se ha localizado en aguas lénticas que van desde embalses de mediano tamaño en cabecera de los ríos a pequeñas charcas de uso ganadero (Sánchez et al. 2009). Generalmente esta agua se encuentran enclavadas en valles muy abruptos cubiertos de matorral mediterráneo muy denso. (Pérez-Gordillo, 2010 b).
	<i>Macromia splendens</i> (Pictet, 1843)	Area lénticas de ríos de tamaño medio-grande con sustrato arenoso y fangoso y abundante vegetación arbórea en las orillas, compuesta por Alisos (<i>Alnus glutinosa</i>), Sauces (<i>Salix atrocinera</i>) y Fresnos (<i>Fraxinus angustifolia</i>) que con sus raíces facilitan la acumulación de sedimentos y la aparición de fondos con barro, arenas y limos. (Pérez-Gordillo 2010). También se presentan en cabeceras de embalses (Sánchez et al. 2009).
	<i>Oxygastra curtisii</i> (Dale, 1843)	Vive en remansos y zonas poco caudalosas de ríos relativamente grandes provistos de abundante vegetación de ribera y fondos de barro. Muestra preferencia por las zonas remansadas bien soleadas con orillas provistas de abundante vegetación que se introduce en el agua y ofrecen sombra y refugio en la orilla. Se puede encontrar en pequeños embalses de cabecera (Sánchez et al. 2009) y de forma aislada en canales de corriente lenta (Pérez-Gordillo 2010 a). En Andalucía sólo se encuentra en hábitats naturales bien conservados.
Coleoptera	Buprestis (Stereosa) splendens (Fabricius, 1775)	No presenta una gran especificidad con respecto al hábitat. Ha sido localizada en masas de pinar de diferentes especies. Especie propia de latitudes elevadas, llegando a habitar bosques boreales, sintomático de elevada tolerancia a bajas temperaturas.
	<i>Cerambyx cerdo</i> (Linnaeus, 1758)	Especie propia de las masas forestales de quercíneas (encinares y robledales húmedos ibéricos), aunque puede aparecer ocasionalmente en bosques de frondosas de <i>Fraxinus</i> , <i>Ulmus</i> , <i>Juglans</i> o <i>Salix</i> (Pérez-Gordillo 2010 d). Su larva vive en las partes muertas de los troncos y ramas de <i>Quercus</i> y en menor medida en <i>Castanea</i> , <i>Betula</i> , <i>Salix</i> , <i>Fraxinus</i> , <i>Ulmus</i> , <i>Juglans</i> , <i>Corylus</i> , <i>Fagus</i> y <i>Robinia</i> (Verdugo 2004).
Lepidoptera	<i>Euphydryas aurinia</i> (Rottemburg, 1775)	Vive preferentemente en lugares húmedos, cubiertos de vegetación, no cultivados y cálidos, cercanos al agua, con abundante madreSelva (<i>Lonicera periclymenum</i>). Son abundantes en robledales; sobre setos y sotos con madreSelva siempre y en áreas pantanosas. No soporta temperaturas elevadas. (Olano 2005). Se encuentra entre los 300 y 1400 metros de altitud (García et al. 2010).
	<i>Graellsia isabelae</i> (Graells, 1849)	Especie primaveral ligada a los montes de pinar, tanto albar como negral, que vuela a partir del crepúsculo y hasta pasada la media noche bordeando los claros de los bosques y remontando las copas de los pinos con un vuelo rápido y potente. Fuertemente atraída por la luz artificial (Velasco 2007)
	<i>Parnassius apollo</i> (Linnaeus, 1758). Apolo, Pavón diurno	Su Hábitat en Andalucía se ciñe a alta montaña. Vuela entre los 700 y 3000 metros de altitud, en áreas abiertas y laderas (García-Barros et al. 2004). Habita en gran parte de las zonas montañosas españolas. Se alimenta de Crasuláceas de los géneros <i>Sedum</i> , <i>Sempervivum</i> y <i>Bryophyllum</i> . En Andalucía su distribución se ciñe a Almería y Granada.
	<i>Polyommatus golgus</i> (Hübner, 1813)	Endémica de Sierra Nevada (provincia de Granada). La especie está presente en zonas de matorrales subarbusivos poco densos con escasa vegetación de los pisos oromediterráneo y crioromediterráneo. Se encuentra en claros del enebro piornal (<i>Genisto baeticae-Juniperetum nanae</i>) y a mayores altitudes en pastizales psicoxerófilos (<i>Erigeronto-Festucetum clementei</i>) que crecen entre cascajares de esquistos. Vive en altitudes que oscilan entre los 2500 m y los 2800m (media 2622m), aunque Prins (1977) la cita a 3100m en las proximidades del Mulhacén. La planta nutricia de las larvas es <i>Anthyllis vulneraria pseudoarundana</i> un endemismo subespecífico perenne, de gruesas raíces y porte achaparrado que vive entre 2200 y 3200 m de altitud (Blanca 2002).

Tabla 4: Sinergias existentes entre las Prescripciones Técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales propuestas por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2006) y las posibles medidas mitigadoras del impacto sobre insectos.

Ficha nº	Objetivo		Medida	Descripción	Vertebrados	Insectos
1	Facilitar conexiones para pasos de fauna. Mitigar fragmentación de hábitat	Pasos superiores (*)	Ecoducto	Para zonas de interés alto, para mantener la conectividad ecológica. En tramos en trinchera. Son pasos que posibilitan la continuidad de cobertura vegetal y hábitat situados a ambos lados de la infraestructura. EXCLUSIVOS PARA FAUNA Anchura mínima 80 m.	Todos los vertebrados	Mariposas y Polillas muestran, según Georgii et al., (2011), preferencia por pasos elevados. Efectivo para insectos cuando poseen anchura suficiente y especies vegetales específicas del hábitat de las especies de insectos que se pretenda conservar (Ej. Coleópteros y Ortópteros en: De Vries et al., 1996; Capítulo 4 Tesis).
2			Paso superior específico para fauna	De uso EXCLUSIVO PARA LA FAUNA. Es de menor anchura que el Ecoducto. Anchura mínima 20 m. Facilita estructura adecuada para el desplazamiento de individuos entre ambos lados de la carretera.	Grandes mamíferos	Efectivo para insectos cuando poseen anchura suficiente. E.j. Coleópteros, y Ortópteros y Lepidópteros (Pfister et al., 1999; Evink et al. 2002). Pfister et al (1999) afirmaban en su estudio que pasos superiores de más de 60 metros eran más eficaces que los de menos de 50 metros (Capítulo 4 Tesis). Y la calzada debe estar cubierta por hábitat característico (para Coleópteros, Noordijk et al, 2006; para Coleópteros, Ortópteros y arañas –Georgii et al. 2011-). (Capítulo 4 Tesis) Mariposas y Polillas muestran, según Georgii et al., (2011), preferencia por pasos elevados. (Capítulo 4 Tesis)
3			Paso superior multifuncional	Para zonas con hábitat altamente alterados por la actividad humana. Anchura mínima, 10 m. Se pueden utilizar como caminos vecinales o vías pecuarias, siempre que se mantenga la base de la plataforma con sustrato natura, o al menos dos franjas en los márgenes.	Grandes mamíferos Pequeños vertebrados	Mariposas y Polillas muestran, según Georgii et al., (2011), preferencia por pasos elevados. Para que puedan ser efectivos para los insectos deberán estar adecuados con un cerramiento perimetral que los impida volver a la carretera. (Capítulo 4 Tesis)
4		Paso entre árboles	Plataformas, cuerdas o cables de acero	Mamíferos arborícolas.	-	
5		Pasos Inferiores (*)	Viaducto adaptado al paso de fauna	Permitirán alterar de forma mínima el hábitat circundante. Sobre todo para cursos fluviales que albergan gran diversidad	Todos los vertebrados	Todos los insectos, Si este viaducto se encuentra en un cauce, es necesario que se mantengan las aguas poco

Recomendaciones para carreteras

Ficha n°	Objetivo		Medida	Descripción	Vertebrados	Insectos
				biológica, donde deberán respetar la vegetación de ribera y el lecho del río.		<p>contaminadas, por lo que habría que procurar la alteración mínima del cauce, así como mantener una vegetación arbórea intercalada con matorral, formando un mosaico mixto. Es muy importante mantener un microclima, intercalando zonas soleadas con zonas sombreadas, para especies de Odonatos como Gomphus graslinii, Oxygastra curtisii o Macromia Splendens (Sánchez et al. 2009).</p> <p>Si la actuación se produce en una zona de cauce medio donde la velocidad de la corriente es alta, al erosionarse las orillas, deja al descubierto las raíces de los árboles, que ofrecen refugio a las larvas de odonatos.</p> <p>Se recomienda mantener una vegetación, normalmente compuesta por especies arbóreas dependientes de la humedad del suelo. Se caracterizaría por bosques de Alisedas, fresnedas, saucedas y en zonas más térmicas, Almeceas. Y sustrato arbustivo y herbáceo, característico de zonas húmedas, como helechos, lianas o enredaderas del género Lonicera, y entre las herbáceas destacan los Carex y los Juncus o Scirpus.</p> <p>Además suelen aparecer zonas de remanso, fundamentales para las temporadas más cálidas.</p>
6			Paso inferior específico para grandes mamíferos	<p>Con altura mínima de 3,5m y anchura recomendada de 15 para que su efectividad se considere óptima. Permiten crecimiento limitado de la vegetación, por lo que presentan más dificultades para conectar hábitat.</p>	Grandes mamíferos	<p>Los pasos inferiores con dimensiones de 2,4 metros de ancho, 1, 8 metros de alto y aproximadamente 25 metros de longitud son utilizados por mariposas (Department of Transport and Main Roads 2010). (Capítulo 4 Tesis)</p> <p>En grandes pasos inferiores, o túneles, se evitará la utilización de luces que resulten atractivas a los insectos, pues además puede tener consecuencias negativas en sus depredadores (Department of Transport and Main Roads 2010). (Capítulo 4 Tesis)</p>

Ficha nº	Objetivo		Medida	Descripción	Vertebrados	Insectos
7			Paso inferior multifuncional	Para zonas con hábitat altamente alterados por la actividad humana. Pasos para caminos y vías pecuarias, que pueden adaptarse a paso de fauna. Con altura mínima de 3,5 m y anchura recomendada de 15 m.	Grandes mamíferos Pequeños vertebrados	Podría ser efectivo para insectos siempre que se utilice para la plantación en sus márgenes de plantas nativas. (Capítulo 4 Tesis)
8			Paso inferior para pequeños vertebrados	Deberán poseer dimensiones mínimas de 2x2 metros, y deben tener la mínima longitud	Pequeños vertebrados	Suelen ser apropiados para especies de hábitats húmedos o muy húmedos (Iuell et al, 2003), sin embargo al no tener vegetación en el interior del paso, serán menos efectivos que los pasos anteriores (Capítulo 4 Tesis).
9			Drenaje adaptado para animales terrestres	Con dimensiones mínimas de 2 x 2 metros, o de 2 metros de diámetro si son estructuras circulares deben poseer unas banquetas laterales secas de 0,5m.	Pequeños vertebrados	Suelen ser apropiados para especies de hábitats húmedos o muy húmedos (Iuell et al, 2003). (Capítulo 4 Tesis) En el caso de los odonatos, si estos drenajes sirven para dar continuidad a algún pequeño arroyo o manantial, se ha de tener en cuenta que con vegetación herbácea o pequeñas zonas con arbustos, pueden habitar especies como <i>Coenagrion mercuriale</i> , que con temperaturas bajas del agua hacen que las especies tengan ciclos de desarrollo más largos (Sánchez et al. 2009)
10			Drenaje adaptado para peces	La descripción del drenaje variará en función de la especie que se requiera proteger. No se deberán permitir socavaciones en la salida del drenaje, y siempre deberá existir una lámina de agua que fluya.	Peces	También podría ser adecuado para insectos acuáticos.
11			Pasos para anfibios	Se caracterizan por poseer un cerramiento para que los individuos puedan ser guiados hacia los pasos.	Anfibios	-
12			Acondicionamiento de los accesos a los pasos	Se basará fundamentalmente en adecuar el terreno, realizar unas plantaciones adecuadas y escoger un cerramiento adecuado.	Todos los grupos	Para que las especies de insectos puedan alcanzar su hábitat, es necesario que existan unas buenas conexiones entre los pasos superiores e inferiores y los hábitats originarios (Vermeulen 1994). (Capítulo 4 Tesis)
13	Aumentar la Seguridad Vial y Reducir la	Medidas	Vallados perimetrales para grandes	Se instala un cerramiento perimetral para reducir la mortalidad de la fauna	Ungulados y grandes carnívoros.	Si los vallados perimetrales alcanzan en algún lugar alturas adecuadas, servirán

Recomendaciones para carreteras

Ficha nº	Objetivo		Medida	Descripción	Vertebrados	Insectos
	mortalidad de la fauna	Específicas	mamíferos	por atropello y potencial el aumento de la seguridad vial.	Para especies más pequeñas pueden ser necesarios refuerzos.	para obligar a los lepidópteros a alzar el vuelo en altura (Zielin et al. 2010), para que puedan cruzar la carretera a una mayor altura (Mlgration Wordpress, 207) o bien guiándolos hasta un paso superior preparado para ello. (Capítulo 4 Tesis)
14			Vallados perimetrales para pequeños vertebrados	Se suelen aplicar como refuerzo al cerramiento perimetral en la parte basal. Se debe realizar de forma combinada con pasos de fauna.	Mamíferos Medianos y Pequeños. También Anfibios si poseen cerramiento adecuado	-
15			Sistemas de escape en tramos con vallado perimetral	Cuando exista alto riesgo de que los animales se queden atrapados en un tramo de carretera. Suelen ser rampas, tocones de árboles o acumulaciones de materiales en los márgenes en la parte interior del cerramiento.	Ungulados, algunos carnívoros y otras especies	-
16		Adaptación del Hábitat	Gestión de la vegetación de los márgenes (**) Gestión de la vegetación mediante siega y desbroce, para permitir una franja con buena visibilidad.	En tramos de carreteras convencionales que no cuenten con cerramiento perimetral, con alta incidencia de mortalidad por atropello. Gestión de la vegetación mediante siega y desbroce, para permitir una franja con buena visibilidad.	Ungulados y otras especies de mamíferos.	Proporcionan refugio, alimento y permiten a las especies que migren y colonicen parches de hábitats, que si no existiesen los márgenes, podrían quedar aislados (Eversham and Telfer, 1994; Ries et al, 2001; Saarinen et al. 2005; Le Viol et al. 2008). Se utilizan como lugar de hibernación para Coleópteros, (Schaffers et al. 2011). Hábitat para lepidópteros e Hymenopteros (Way 1977). Al contrario de lo que defiende el manual, MMA (2006a), para favorecer la presencia de insectos, no se deben producir la siegas y desbroces frecuentes, como defiende el manual (Capítulo 4 Tesis)
17		Medidas Específicas	Refuerzo de la señalización de advertencia	Esta medida no advierte a la fauna, sino a los usuarios de la carretera, en zonas donde exista peligro de atropello, para conseguir que reduzcan la velocidad.	Todos los grupos	Si se está en una zona de distribución potencial de un insecto protegido se deberían incluir en el diseño de la carretera, limitaciones de velocidad para evitar atropellos (PMVC 2003). (Capítulo 4 Tesis)

Ficha n°	Objetivo		Medida	Descripción	Vertebrados	Insectos
18			Dispositivos disuasorios	Diferente sistemas para prevenir accidentes causados por colisión con ungulados, como resinas impregnadas de algún olor o reflectores utilizados para proyectar las luces de los vehículos.	Ungulados	Variación del flujo del aire a través de la carretera para ayudar a especies de Lepidópteros (Wildlife and Roads, 2013), mediante dispositivos para la reducción de la velocidad de los vehículos. (Capítulo 4 Tesis) Luces ultravioleta, sobre todo en el caso de Lepidópteros, para dirigirlos hacia los pasos de fauna adecuados (BBCNEWS, 2007). (Capítulo 4 Tesis)
19		Adaptación de la infraestructura	Señalización de pantallas transparentes para evitar la colisión de aves.	Señalizar las pantallas transparentes para evitar la colisión de las aves en ellas.	Aves	-
20			Adaptación de Arquetas, cunetas y otros elementos que pueden causar mortalidad de fauna	Evitar que estas estructuras sean una trampa para los animales que caen en ellas. Se adecuarán rampas para facilitar la salida de los animales.	Pequeños mamíferos, reptiles, anfibios	-

Tabla 5: Hábitats de Odonatos.

TIPOLOGÍA DE HÁBITAT	DESCRIPCIÓN DEL HÁBITAT	ESPECIES TÍPICAS POTENCIALMENTE ASOCIADAS
Manantiales	Hábitats acuáticos de corriente continua pero débil y aguas generalmente claras. Temperatura con pocas oscilaciones, suele ser fría en la mayoría de los casos.	<i>Coenagrion mercuriale</i> , <i>Orthetrum coerulescens</i> (<i>Cordulegaster bidentata</i>), <i>Zygonyx torridus</i> .
Acequias, Pequeños Canales y Abrevaderos	Elementos artificiales de aguas poco profundas y discurrir lento. Los abrevaderos deben poseer entrada de agua y rebosadero, para mantener flujo y renovación de agua. En ocasiones abundancia de vegetación y algas.	<i>Ischnura graellsii</i> , <i>Ischnura pumilio</i> , <i>Coenagrion mercuriale</i> , <i>Coenagrion caerulescens</i> , <i>Ceriatrigon tenellum</i> , <i>Brachytriton pratense</i> , <i>Lestes viridis</i> , <i>Calopteryx haemorrhoidalis</i> (<i>Cordulegaster bidentata</i>), <i>Orthetrum coerulescens</i> , <i>Orthetrum brunneum</i> , <i>Sympetrum sanguineum</i>
Ríos. Tramos Altos	Tramos altos de ríos de aguas claras y permanentes, o al menos discurriendo de forma torrencial gran parte del año. Pendiente acusada y sustrato compuesto principalmente por rocas y gravas de tamaño considerable. Tramos abiertos con vegetación arbórea escasa o ausente. Gozan de buena insolación.	<i>Calopteryx virgo</i> , <i>Calopteryx xanthostoma</i> , <i>Boyeria irene</i> , <i>Cordulegaster boltonii</i> , <i>Onychogomphus uncatus</i> , <i>Onychogomphus forcipatus</i> , <i>Zygonyx torridus</i>
Ríos. Tramos Medios	Tramos medios de ríos de aguas permanentes o al menos discurriendo gran parte del año, aunque en años de sequía pueden permanecer tan solo algunas pozas de cierta profundidad con agua. La pendiente es menos acusada que en tramos altos y el sustrato posee rocas, gravas y arenas. Suelen ser tramos en los que alternan zonas de estrechamiento de cauce y vegetación cerrada con algunas zonas abiertas a la luz, en las que el río se ensancha y la profundidad es escasa. Son frecuentes los adelfares y/o tarayales.	<i>Ischnura elegans</i> , <i>Ischnura graellsii</i> , <i>Ischnura pumilio</i> , <i>Enallagma cyathigerum</i> , <i>Pyrrhosoma nymphula</i> , <i>Erythromma lindenii</i> , <i>Coenagrion mercuriale</i> , <i>Coenagrion caerulescens</i> , (<i>Platycnemis pennipes</i>), <i>Platycnemis acutipennis</i> , <i>Platycnemis latipes</i> , <i>Sympecma fusca</i> , <i>Calopteryx haemorrhoidalis</i> , <i>Calopteryx virgo</i> , <i>Calopteryx xanthostoma</i> , <i>Boyeria irene</i> , <i>Aeshna mixta</i> , <i>Aeshna cyanea</i> , <i>Gomphus graslinii</i> , <i>Gomphus pulchellus</i> , (<i>Ophiogomphus cecilia</i>), <i>Onychogomphus uncatus</i> , <i>Onychogomphus forcipatus</i> , <i>Paragomphus genei</i> , <i>Cordulegaster boltonii</i> , (<i>Cordulegaster bidentata</i>), <i>Macromia splendens</i> , <i>Oxygastra curtisii</i> , <i>Libellula depressa</i> , <i>Libellula fulva</i> , <i>Orthetrum nitidiverrucatum</i> , <i>Orthetrum chrysostigma</i> , <i>Orthetrum coerulescens</i> , <i>Orthetrum cancellatum</i> , <i>Sympetrum meridionale</i> , (<i>Symp. pedemontanum</i>), <i>Sympetrum sinaiticum</i> , (<i>Sympetrum vulgatum</i>), <i>Sympetrum sanguineum</i> , <i>Selysiothemis nigra</i>
Ríos. Tramos Bajos	Tramos bajos de los ríos de aguas permanentes, o al menos discurriendo gran parte del año, aunque en años de fuerte sequía pueden permanecer tan sólo algunas pozas de cierta profundidad con agua. Pendiente leve y el río suele formar meandros. Sustrato compuesto principalmente por arenas y limos. Aguas suelen ser algo turbias y con mayor profundidad que en tramos medios y altos. Vegetación suele ser abundante en las riberas bien conservadas, aunque no impide que la luz llegue al cauce debido a mayor anchura.	<i>Anax imperator</i> , <i>Anax parthenope</i> , <i>Hemianax ephippiger</i> , <i>Sympetrum striolatum</i> , <i>Sympetrum flaveolum</i> , <i>Sympetrum foscolum</i> , <i>Brachythemis leucosticta</i> , <i>Crocothemis erythraea</i> , <i>Trithemis annulata</i> , <i>Macromia splendens</i> .
Arroyos Temporales	Torrentes de cabecera de los ríos o bien de tramos algo más bajos que discurren y albergan pequeños charcos de agua durante pocos meses al año coincidiendo con los periodos de lluvia. Suelen llevar aguas limpias, aunque en periodos de fuertes lluvias arrastran materiales abundantes. Poseen menor caudal que tramos altos de los ríos. No tienen por qué ser tramos de alta montaña y carecen de vegetación propia característica. Pueden ser torrentes que atraviesan zonas de pastos, matorral, bosques de frondosas, etc. El sustrato puede ser pedregoso, con gravas y en menor medida algo de arenas.	<i>Calopteryx haemorrhoidalis</i> , <i>Boyeria irene</i> , <i>Aeshna mixta</i> , <i>Aeshna cyanea</i>
Arroyos Permanentes	Arroyos y gargantas que discurren de forma permanente. Sus aguas suelen ser claras y se alternan zonas de rápido y remanso, así como de cubierta vegetal cerrada y algunos claros esporádicos. La vegetación típica de estos arroyos es bosque de ribera en galería. Los arroyos tienen mucho aporte de hojarasca. El sustrato es principalmente rocas y gravas con algo de arena.	<i>Pyrrhosoma nymphula</i> , <i>Erythromma lindenii</i> , <i>Calopteryx Haemorrhoidalis</i> , <i>Calopteryx virgo</i> , <i>Calopteryx xanthostoma</i> , <i>Boyeria irene</i> , <i>Aeshna mixta</i> , <i>Aeshna cyanea</i> , <i>Gomphus graslinii</i> , <i>Gomphus simillimus</i> , <i>Gomphus pulchellus</i> , (<i>Ophiogomphus cecilia</i>), <i>Onychogomphus uncatus</i> , <i>Onychogomphus forcipatus</i> , <i>Onychogomphus costae</i> , <i>Cordulegaster boltonii</i> , (<i>Cordulegaster bidentata</i>), <i>Macromia splendens</i> , <i>Libellula depressa</i> , <i>Libellula fulva</i> , <i>Zygonyx torridus</i>
Charcas Temporales	Charcas de pequeña entidad, poco profundas, algunas de origen artificial (creadas en campo para abrevadero de ganado y fauna silvestre principalmente), que durante el periodo estival permanecen secas. Pueden incluirse en esta tipología estanques o acequias que se secan durante el estío.	<i>Enallagma cyathigerum</i> , <i>Erythromma viridulum</i> , <i>Erythromma lindenii</i> , <i>Coenagrion puella</i> , <i>Coenagrion mercuriale</i> , <i>Coenagrion caerulescens</i> , <i>Ceriatrigon tenellum</i> , <i>Lestes barbarus</i> , <i>Lestes virens</i> , <i>Lestes dryas</i> , <i>Lestes sponsa</i> , <i>Brachytriton pratense</i> , <i>Lestes viridis</i> , <i>Lestes macrostigma</i> , <i>Anax imperator</i> , <i>Anax parthenope</i> , <i>Hemianax ephippiger</i> , <i>Aeshna cyanea</i> , <i>Aeshna mixta</i> , <i>Aeshna isosceles</i> , <i>Libellula depressa</i> , <i>Libellula fulva</i> , <i>Libellula quadrimaculata</i> , <i>Sympetrum striolatum</i> , <i>Sympetrum meridionale</i> , <i>Sympetrum foscolum</i> , <i>Sympetrum sanguineum</i> , <i>Diplacodes lefebvrii</i> , <i>Selysiothemis nigra</i> , <i>Brachythemis leucosticta</i> , <i>Crocothemis erythraea</i> , <i>Trithemis annulata</i>
Charcas en medios Forestales	Charcas similares a lo que se ha definido como charcas temporales, pero que se encuentran en medio con vegetación arbórea, condicionando este hecho la insolación y cantidad de materia orgánica que recibe.	<i>Pyrrhosoma nymphula</i> , <i>Aeshna cyanea</i> .
Estanques Artificiales	Hábitats acuáticos de origen artificial en los que el desarrollo de la mayoría de los procesos naturales se encuentra impedido. La lámina de agua suele ser estable y suelen sufrir operaciones de limpieza que, condicionan	<i>Ischnura elegans</i> , <i>Ischnura graellsii</i> , <i>Ischnura pumilio</i> , <i>Coenagrion puella</i> , <i>Enallagma cyathigerum</i> , <i>Anax imperator</i> , <i>Sympetrum foscolum</i> , <i>Crocothemis erythraea</i>

TIPOLOGÍA DE HÁBITAT	DESCRIPCIÓN DEL HÁBITAT	ESPECIES TÍPICAS POTENCIALMENTE ASOCIADAS
	la fauna odonatólogica. Las especies típicas serían las colonizadoras.	
Lagos y Charcas de Altitud	Charcas y lagunas situadas por encima de los 1000 metros de altitud. Pueden ser de origen natural, aunque también las hay artificiales. Las aguas permanecen bastante frías la mayor parte del año. Sólo se calientan en verano cuando estas charcas tienen escasa profundidad. La vegetación suele ser escasa, condicionada por las condiciones climáticas de las zonas altas y cumbres montañosas. Si se trata de charcas con menos de 50 cm de profundidad máxima la diversidad posible será mucho mayor que en lagunas de profundidad superior.	<u>Profundidad inferior a 50 cm</u> <i>Ischnura elegans, Ischnura graellsii, Ischnura pumilio, Coenagrion puella, Enallagma cyathigerum, (Aeshna juncea), Anax imperator, Sympetrum fonscolombii, Crocothemis erythraea</i> <u>Profundidad superior a 50 cm</u> <i>Pyrrhosoma nymphula, (Aeshna juncea)</i>
Lagunas	Se trata de medios acuáticos estancados, pero de mayor extensión. La vegetación en las orillas es diversa y abundante, lo que ofrece una gran disponibilidad de microhábitats. La tipología de lagunas en Andalucía es diversa, por lo que se engloban en este trabajo todas en una sola categoría, incluso la laguna de Zoñar en Córdoba, considerada por la mayoría de los autores como el único lago de Andalucía.	<i>Ischnura elegans, Ischnura graellsii, Ischnura pumilio, Enallagma cyathigerum, Erythromma lindenii, Coenagrion mercuriale, Coenagrion caeruleum, Coenagrion scitulum, Coenagrion puella, Ceriagrion tenellum, (Platycnemis pennipes), Platycnemis acutipennis, Platycnemis latipes, Brachytron pratense, Sympecma fusca, Lestes barbarus, Lestes virens, Lestes dryas, Lestes sponsa, Lestes viridis, Lestes macrostigma, Aeshna affinis, Aeshna mixta, Aeshna cyanea, Aeshna isosceles, Anax imperator, Anax parthenope, Gomphus graslinii, Gomphus pulchellus, Paragomphus genei, Libellula depressa, Libellula fulva, Libellula quadrimaculata, Diplacodes lefebvrei, Orthetrum nitidinerve, Orthetrum chrysostigma, Orthetrum caeruleum, Orthetrum cancellatum, Sympetrum meridionale, Sympetrum sinaiticum, Sympetrum striolatum, Sympetrum fonscolombii, Sympetrum sanguineum, Selysiothemis nigra, Crocothemis erythraea, Trithemis annulata</i>
Embalses	Cuya característica fundamental es la fuerte oscilación de la lámina del agua a lo largo del año que impide la colonización de la vegetación típica de orilla en los humedales naturales. Esto reduce bastante los microhábitats posibles.	<i>Crocothemis erythraea, Trithemis annulata, Orthetrum trinacria, Macromia splendens*</i>
Medios Salinos	Lagunas y charcas con una fuerte concentración salina (superior a 5 gr/l), así como las marismas y tramos fluviales bajos con influencia mareal. La vegetación será muy variable según el grado de salinidad y según se refiera a marismas, tramos fluviales o lagunas.	<i>Ischnura elegans, Ischnura graellsii, Lestes macrostigma, Aeshna mixta</i>

Fuente: Elaboración propia a partir de Herrera et al. (2009). (*) Aparecen en la ficha correspondiente a la especie aunque no esté recogida dentro de las especies estipuladas en la tipología de hábitat.

Recomendaciones para carreteras

Tabla 6: Comparativa entre las especies obtenidas en la revisión de los proyectos y las existentes en el Mapa Guía: Tratamiento Vegetal de Infraestructuras LÑineales en Andalucía.

	GRANADA	JAÉN	MÁLAGA	CÁDIZ	ALMERÍA
<i>Anthyllis cytisioides</i>	Oeste de Sierra Nevada, Sierras	Campiñas y Terrazas, Sierra	Bermeja, Campiñas y Terrazas,	de Grazalema-Ronda	Gata, Sierra de Filabres, Sierra
<i>Capparis spinosa</i>	Tejeda, Alpujarra, Sierra de los	Campiñas y Terrazas, Sierra	Bermeja, Campiñas y Terrazas,	Campiñas y Sierras de La Janda,	Gata, Sierra de Filabres, Sierra
<i>Ceratonía siliqua</i>	Sierras de Tejeda, Alpujarra	Campiñas y Terrazas	Almijara, Sierra Bermeja,	Norte de Cádiz, Campiñas y	Gata, Sierra de Gádor, Sierra
<i>Chamaerops humilis</i>	Sierra de Alhambilla y desiertos	Campiñas y Terrazas	Almijara, Sierra Bermeja,	Occidental, Campiña Norte de	Gata, Sierra de Filabres, Sierra
<i>Cistus albidus</i>	Vegas de Granada, Ladera	Guadiana Menor-Baza,	Almijara, Sierra Bermeja,	Occidental, Campiña Norte de	Sierra de Gádor, Guadiana
<i>Cistus salvifolius</i>	Alpujarra	Campiñas y Terrazas, Sierra	Bermeja, Sierra de Grazalema-	Occidental, Campiñas y Sierras	-
<i>Craetagus monogyna</i>	Vegas de Granada, Ladera	Campiñas y Terrazas, Sierra	Almijara, Sierras de Antequera	Occidental, Campiña Norte de	Sierra de Gádor, Sierra Nevada,
<i>Cynodon dactylon</i>	-	-	-	-	-
<i>Cytisus grandiflorus</i>	Sierra Nevada	-	Sierra Bermeja	-	-
<i>Dactylis glomerata</i>	-	-	-	-	-
<i>Festuca arundinacea</i>	-	-	-	-	-
<i>Festuca ovina</i>	-	-	-	-	-
<i>Fraxinus angustifolia</i>	Vegas y Marismas	Vegas y Marismas	Vegas y Marismas	Vegas y Marismas	Vegas y Marismas
<i>Genista cinerea</i>	-	-	-	-	-
<i>Genista umbellata</i>	Sierras de Tejeda, Alpujarra,	Guadiana Menor-Baza	Sierra de Grazalema y Ronda	-	Guadiana Menor-Baza, Sierra
<i>Juniperus oxycedrus</i>	Vegas de Granada, Ladera	Guadiana Menor-Baza,	Almijara, Sierras de Antequera	Occidental, Campiña Norte de	Sierra de Gádor, Guadiana
<i>Lavandula stoechas</i>	-	-	-	-	-
<i>Lolium multiflorum</i>	-	-	-	-	-
<i>Medicago sativa</i>	-	-	-	-	-
<i>Melilotus officinalis</i>	-	-	-	-	-
<i>Myrtus communis</i>	Alpujarra	Morena Oriental	Bermeja, Sierra de Grazalema-	Occidental, Campiñas y Sierras	-
<i>Nerium oleander</i>	Vegas y Marismas	Vegas y Marismas	Vegas y Marismas	Vegas y Marismas	Vegas y Marismas
<i>Olea europaea</i>	-	-	-	-	-
<i>Olea europaea sylvestris</i>	Alpujarras, Campiñas y	Morena Oriental, Sierra	Almijara, Sierra Bermeja,	Occidental, Campiña Norte de	Gata, Sierra de Gádor, Sierra de
<i>Paspalum dilatatum</i>	-	-	-	-	-
<i>Phlomis purpurea</i>	Tejeda, Sierras de Antequera y	Subbética	Almijara, Sierras de Antequera	Norte de Cádiz, Campiñas y	Gata, Sierra de Gádor, Norte de
<i>Phyllirea angustifolia</i>	Sierras de Tejeda,	Campiñas y Terrazas, Sierra	Almijara, Sierra Bermeja,	Occidental, Campiñas y Sierras	Alanzora, Sierra María
<i>Pinus halepensis</i>	Vegas de Granada, Ladera	Guadiana Menor-Baza,	de Antequera y Loja, Sierra	Campiñas y Sierras de La Janda,	Gata, Sierra de los Filabres,
<i>Pinus pinea</i>	-	-	Sierra del Aljibe	Occidental, Campiñas y Sierras	-
<i>Pistacia lentiscus</i>	Tejeda, Alpujarra, Guadiana	Guadiana Menor-Baza,	Almijara, Sierra Bermeja,	Occidental, Campiña Norte de	Gata, Sierra de Gádor, Norte de
<i>Populus alba</i>	Vegas y Marismas	Guadiana Menor-Baza,	Vegas y Marismas	Marismas	Vegas y Marismas
<i>Populus nigra</i>	Vegas y Marismas	Vegas y Marismas	Vegas y Marismas	Vegas y Marismas	Sierra de Gádor
<i>Punica granatum</i>	-	-	-	-	-
<i>Quercus coccifera</i>	Vegas de Granada, Ladera	Guadiana Menor-Baza,	Almijara, Sierras de Antequera	Occidental, Campiña Norte de	Sierra de Gádor, Guadiana
<i>Quercus ilex</i>	Vegas de Granada, Ladera	Guadiana Menor-Baza,	Almijara, Sierras de Antequera	Norte de Cádiz, Campiñas y	Sierra de Gádor, Guadiana
<i>Quercus rotundifolia</i>	-	-	-	-	-
<i>Quercus suber</i>	Alpujarras	-	-	Occidental, Campiñas y Sierras	-
<i>Retama monosperma</i>	-	-	Sierra del Aljibe	Occidental, Campiña Norte de	-
<i>Retama sphaerocarpa</i>	Vegas de Granada, Ladera	Guadiana Menor-Baza,	Almijara, Sierras de Antequera	Norte de Cádiz, Campiñas y	Gata, Sierra de Filabres, Sierra
<i>Rhamnus alaternus</i>	Vegas de Granada, Ladera	Guadiana Menor-Baza,	Almijara, Sierras de Antequera	Occidental, Campiña Norte de	Sierra de Gádor, Guadiana
<i>Rhamnus lycioides oleoides</i>	-	-	-	-	-
<i>Rhamnus oleoides</i>	Vegas de Granada, Sierras de	Campiñas y Terrazas, Sierra	Almijara, Sierras de Antequera	Occidental, Campiña Norte de	Nijar, Sierra de Filabres, Sierra
<i>Rosa canina</i>	Vegas de Granada, Ladera	Campiñas y Terrazas, Sierra	de Antequera y Loja, Sierra	de Grazalema-Ronda, Vegas y	Sierra de Gádor, Sierra Nevada,
<i>Rosmarinus officinalis</i>	Vegas de Granada, Ladera	Guadiana Menor-Baza,	Almijara, Sierras de Antequera	Occidental, Campiña Norte de	Gata, Sierra de Filabres, Sierra
<i>Rubus ulmifolius</i>	Vegas y Marismas	y Marismas	Vegas y Marismas	Vegas y Marismas	Vegas y Marismas
<i>Salix atrocinerea</i>	Vegas y Marismas	Vegas y Marismas	Vegas y Marismas	Vegas y Marismas	Vegas y Marismas
<i>Spartium junceum</i>	-	-	-	-	-
<i>Stipa tenacissima</i>	-	-	-	-	-
<i>Tamarix africana</i>	Vegas y Marismas	Vegas y Marismas	Vegas y Marismas	-	Vegas y Marismas
<i>Tamarix gallica</i>	Vegas y Marismas	Vegas y Marismas	Vegas y Marismas	Vegas y Marismas	Vegas y Marismas
<i>Teucrium fruticans</i>	Alpujarras	Morena Oriental	Almijara, Sierra Bermeja,	Sierras de La Janda, Sierra de	Alpujarra
<i>Thymus vulgaris</i>	Noreste de Granada	-	-	-	Norte de Almería

DISCUSION GENERAL

DISCUSIÓN GENERAL

Los insectos en general están poco considerados a nivel de planificación territorial de carreteras. Este aspecto se ha visto reflejado durante el desarrollo del documento, pues el volumen de trabajos referentes a atropellos o efectos negativos de insectos a lo largo de carreteras ha sido bastante limitado. Y se ha visto centrado en diferentes grupos considerados como emblemáticos, como son Lepidópteros, Coleópteros y Odonatos. Considerándose muy necesario el estudio sistemático de la ecología y mortalidad en carreteras de los insectos, para poder entender el escenario en el que nos encontramos (Rao and Girish 2007) al planificar una carretera. Sólo mediante la integración de datos de comportamiento, distribución, mortalidad y genética de poblaciones se logrará entender con mayor claridad el efecto barrera de las carreteras y con ello poder desarrollar planes de gestión o medidas mitigadoras eficaces para especies en declive (Shepard et al. 2008).

Está claro que al representar el grupo de los insectos un 81% de la fauna ibérica (Ramos et al. 2001), es muy difícil poder tener información de todas y cada una de las especies. Sin embargo, un buen comienzo lo representa la protección que brinda la legislación vigente a ciertas especies. Dicha protección es fundamental, por aportar una obligatoriedad a la sociedad de apostar por el cuidado de, al menos, estas especies. La evolución de dicha protección a nivel legislativo ha sido evidente durante las últimas décadas, algo que deberá reflejarse a nivel de procedimientos administrativos que protegen el medio ambiente. Los sucesivos programas sobre medio ambiente de las instituciones europeas han ido insistiendo en que la mejor manera de actuar en materia de prevención y ordenación de las actividades humanas es tratar de evitar deterioros ambientales en lugar de restaurarlos una vez producidos. En esta línea destaca la

evaluación de impacto ambiental como una herramienta que permite prevenir daños sobre los recursos naturales derivados de proyectos de desarrollo (Martínez et al. 2003a). Hay que entender que los Estudios de Impacto Ambiental no pueden tender a estandarizar sus contenidos (Díaz et al. 2007; Tamayo 2007), debiendo apostar por considerar la heterogeneidad de las realidades locales. Las variaciones climáticas, topográficas, de vegetación y en general de hábitat se manifiestan en las especies de insectos produciendo cambios en las comunidades de las diferentes zonas de estudio. Por ello, si en cada Estudio de Impacto Ambiental que se hiciera de una zona del territorio, se contara al menos, con la distribución potencial de los insectos protegidos existente en la zona, podrían planificarse muestreos entomológicos concretos para conocer más a fondo la biología de la especie. Sobre todo porque se considera importante incrementar el esfuerzo de estudio de organismos con respuestas rápidas a la fragmentación del hábitat, que sean fácilmente muestreables, como los insectos (Santos and Tellería 2006). Y además que cuenten con ventajas tan relevantes para la conservación de la biodiversidad como una altísima riqueza de especies y endemismos locales así como un papel destacado en el conocimiento de los ecosistemas (Bierregaard et al. 1997; Didham et al. 1998; Tschardt et al. 2002).

Se ha comprobado que en muchos casos esta limitación en la consideración de los insectos en los procedimientos administrativos, puede ser debida a la falta de información sobre la biología y hábitat de muchos de ellos. Pues al intentar realizar la modelización de su distribución potencial nos hemos encontrado trabas como escaso conocimiento de sus datos presencia en la Península Ibérica, por lo que sus datos de ausencia eran prácticamente inexistentes, y las presencias se hallaban presentadas a diferentes resoluciones. Los resultados de los modelos muestran una influencia significativa de los factores climáticos en los grupos y especies consideradas. A pesar de

ello, las herramientas de modelización de distribuciones potenciales de este tipo de especies son fundamentales para obtener, al menos una localización aproximada de las poblaciones de insectos (ya sea real o potencial). La localización de zonas potenciales de ubicación de diferentes poblaciones de insectos, fundamentalmente los protegidos, puede favorecer la protección y conservación de poblaciones, mediante el establecimiento de medidas preventivas, como el desplazamiento del trazado de la infraestructura, o bien medidas protectoras, como la protección de la zona de localización durante la construcción de la infraestructura, o la reposición del hábitat en caso que no sea posible su protección total.

Con esto, se conseguiría la aplicación de herramientas poco costosas y relativamente rápidas de utilizar, en los Estudios de Impacto Ambiental, fundamentales a la hora de planificar en el territorio, ya sea a nivel de infraestructuras lineales o bien cualquier cambio de uso del suelo. Pues se ha señalado por diferentes autores (Suárez et al. 2003) las frecuentes restricciones de presupuesto y tiempo, reflejados en muchas ocasiones en los Pliegos de Prescripciones Técnicas de los Proyectos, donde aparecen los plazos de redacción de los mismos y de sus correspondientes Estudios de Impacto Ambiental.

Para los contratos de conservación y mantenimiento de carreteras, los pliegos de condiciones técnicas en pocas ocasiones contienen indicaciones específicas de cómo se ha de realizar el mantenimiento de los elementos e instalaciones destinados a minimizar el impacto de las carreteras en la fauna, no existiendo ningún manual que asesore sobre cómo efectuar dicho mantenimiento para favorecer la conservación de insectos en dichas zonas. Se considera necesario que las diferentes administraciones involucradas en la gestión y explotación de carreteras, de las que dependen directamente los trabajos de conservación y mantenimiento, introduzcan en manuales y pliegos de contratación

una referencia específica a estos elementos e instalaciones, exigiendo que todas las actuaciones específicas a realizar se integren dentro de un mismo capítulo del plan de conservación que han de representar los adjudicatarios en los contratos. Los planes de conservación que presentan los concesionarios sí suelen incluir en su programa las actuaciones a realizar sobre este tipo de instalaciones, pero tratándolos como un elemento más de la carretera y sin tener en cuenta sus especiales características y necesidades. Se debería exigir por parte de la administración al contratista que establezca en su plan de conservación un calendario de actuaciones específico para cada una de las instalaciones, dependiendo de su tipología, de la ubicación geográfica, de la climatología local y de la etología de la fauna afectada (López 2009).

Un gran inconveniente para lograr buenos resultados en este campo es el distinto uso del lenguaje por los diferentes actores participantes, ya que a veces el promotor, el consultor, y los órganos ambiental y sustantivo utilizan los mismos términos para referirse a cuestiones distintas y viceversa. Incluso los textos científicos que se utilizan para obtener información acerca de las diferentes especies son de difícil acceso y en muchas ocasiones los técnicos no están acostumbrados a interpretar el lenguaje científico. Será por tanto necesario reconsiderar algunas tendencias establecidas en la identificación y evaluación de impactos a nivel técnico, pues determinadas acciones del proyecto sobre otras variables ambientales influyen notablemente en la permeabilidad faunística, condicionando el éxito de las posibles medidas correctoras.

Se detecta una falta de interés y voluntad política de aplicar la normativa que regula los Estudios de Impacto Ambiental. Posiblemente centrada en que prácticamente no se utilizan los resultados de los planes de seguimiento de las Declaraciones de Impacto Ambiental, que serían muy interesantes a la hora de tener en cuenta políticas de planificación territorial. Pues según diferentes autores (Suárez et al. 2003) en esta fase

de seguimiento es donde se dispondría de recursos materiales y temporales suficientes para aplicar metodologías de recogida de información in situ, potencialmente útiles para futuros estudios y evaluaciones. Por ejemplo, una de las actuaciones que se están llevando a cabo en algunas carreteras españolas en relación con la conservación de la fauna por parte de los servicios de mantenimiento es el control del número de animales y del tipo de especies que resultan atropellados por los automóviles. Los operarios recogen los cadáveres de los animales atropellados, siguiendo un protocolo establecido (en el que hay que anotar cuestiones tales como lugar de atropello, las condiciones meteorológicas, etc.), y los trasladan a un lugar determinado para que puedan ser identificados por un experto. El principal problema que se presenta en este tipo de actuaciones es el que los operarios sólo son capaces de detectar cadáveres de animales atropellados de mediana y gran talla, y a que las detecciones se producen de forma mayoritaria cuando los operarios circulan en los vehículos durante su jornada laboral (López 2009). Cuando se trata de animales de pequeña talla, entre ellos los insectos, se hace prácticamente imposible su detección desde un vehículo en movimiento (PMVC 2003), por lo que son generalmente ignorados, a pesar del impacto que se ha demostrado que las carreteras producen sobre ellos (Rao and Girish. 2007; Tamayo et al. 2014). Además la formación que se requeriría para detectar la afección a este grupo faunístico es mayor.

Sin embargo se ha de conocer la potencialidad de los márgenes de carreteras y zonas aledañas para favorecer el hábitat de insectos. Pues en el desarrollo de esta Tesis se ha comprobado que existen múltiples asociaciones beneficiosas entre insectos y márgenes de carreteras, siempre que contengan flora nativa (Wojcik and Buchmann 2012). Entre ellas el incremento de relaciones positivas entre la diversidad de polinizadores y la gestión y mantenimiento de márgenes.

De cualquier modo, se ha de tener en cuenta que existe una necesidad imperiosa de un crecimiento de la sensibilidad de población en general y las administraciones públicas en particular hacia los insectos. Ya que la efectividad de las medidas destinadas a conservar la biodiversidad se verá incrementada o disminuida dependiendo, entre otros factores, de cómo vean las personas más cercanas esa biodiversidad (Torralba Burrial 2008). Entre otras herramientas, la utilización de encuestas, permitirá valorar qué aspectos de los insectos son menos conocidos por la población, facilitando el intercambio de información y centrando el interés en su conservación (como por ejemplo en las libélulas –Suh and Samways 2001, Torralba and Ocharan 2006). Los insectos, además de ser un grupo poco conocido, son un grupo que históricamente ha estado relacionado con transmisión de enfermedades, zonas insalubres y en general influencia negativa sobre población. Realmente se ha comprobado una evolución en esta actitud, gracias al avance de la legislación que protege, en su mayor parte, especies consideradas emblemáticas. De hecho, salvo algunas excepciones (como *Macrothele calpeiana*), suelen verse protegidos especies o grupos emblemáticos como Lepidopteros, Coleopteros u Odonatos.

BIBLIOGRAFIA

- Bierregaard RO et al. (1997) Key priorities for the study of fragmented tropical ecosystems. In: Laurance WF, Bierregaard RO (eds.) Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities: 515-525. Univ. Chicago Press.
- Díaz M., Illera JC, Hedo D (2001) Strategic Environmental Assessment of Plans and Programs: a methodology for biodiversity evaluations. *Environmental Management* 28: 267-279.
- Didham RK, Hammond PM, Lawton JH, Eggleton P, Stork NE (1998) Beetle species responses to tropical forest fragmentation. *Ecological Monographs* 68: 295-323. doi:10.1890/0012-9615(1998)068[0295:BSRTTF]2.0.CO;2
- López C (2009) Los servicios de mantenimiento de carreteras y su relación con la conservación de la fauna. *Jornadas sobre explotación de carreteras y medio ambiente: un enfoque integrado*: 147-159.
- Martínez JA, Martínez JE, Zuberogoitia I, García JT, Carbonell R, De Lucas M, Díaz M (2003a) La evaluación de impacto ambiental sobre las poblaciones de aves rapaces: problemas de ejecución y posibles soluciones. *Ardeola* 50(1): 85-102.
- Ramos MA, Lobo JM, Esteban M (2001) Ten years inventorying the Iberian Fauna: results and perspectives. *Biodiversity and Conservation* 10: 19-28.
- Rao RSP, Girish MKS (2007) Road kills: assessing insect casualties using flagship taxon. *Curr Sci* 92: 830–837.
- Santos T, Telleria JL (2006) Pérdida y fragmentación del habitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas* 15.2: 3-12.

- Shepard DB, Kuhns AR, Dreslik MJ, Phillips CA (2008) Roads as barriers to animal movement in fragmented landscapes. *Animal Conservation* 11: 288-296. doi:10.1111/j.1469-1795.2008.00183.x
- Suárez F, Traba J, Morales MB, Arrieta S, Herranz J, Oñate JJ (2003) Aves y evaluación de impacto ambiental: ¿Estamos identificando el problema correctamente? *Ardeola* 50(2): 295-300.
- Suh AN, Samways MJ (2001) Development of a dragonfly awareness trail in an African botanical garden. *Biological Conservation* 100: 345-353.
- Tamayo P (2007) Análisis Faunístico en Estudios de Impacto Ambiental en el periodo de 1988 a 2003. ¿Abordados con seriedad o son mero trámite? IV Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental (IV CONEIA).
- Torralba Burrial A, Ocharán FJ (2006) Odonatofauna del Somontano de Barbastro (Huesca, NE España) (Odonata). XII Congreso Ibérico de Entomología, Alicante 11-14 septiembre 2006. Programade actividades y resumen de comunicaciones, p. 200.
- Tscharntke T, Stefan-Dewenter I, Kruess A, Thies C (2002) Contribution of small habitat fragments to conservation on insect communities of grassland-cropland landscapes. *Ecological Applications* 12: 354-363. doi:10.1890/1051-0761(2002)012[0354:COSHFT]2.0.CO;2

CONCLUSIONES

CONCLUSIONES

1. El estudio de los efectos negativos de las infraestructuras lineales sobre la fauna ha evolucionado en las últimas décadas. Sin embargo se han encontrado relativamente pocos estudios que recopilan los efectos negativos producidos por las carreteras en insectos. Y aunque se denota en todos ellos el impacto negativo de la carretera sobre dicho grupo, se considera necesario: unificar la metodología utilizada para realizar las investigaciones subsiguientes con el fin de propiciar la realización de análisis comparativos cuantitativos, incrementando las escalas espaciales y temporales, utilizando una mayor diversidad de órdenes. Y posibilitando la investigación para combinar análisis genéticos y no genéticos.
2. Es necesario avanzar en el conocimiento de la distribución de insectos, tanto real como potencial, para intensificar la presencia de este grupo en los Estudios de Impacto Ambiental y Declaraciones de Impacto Ambiental. Se podría saber de este modo cómo pueden llegar a estar afectados por la presencia o construcción de una infraestructura. Para ello se requeriría de un método homogéneo de muestreo y la creación de una base de datos general a la misma resolución, que posea fácil acceso para técnicos y científicos. De esta forma se potenciaría su utilización en consultoras y administraciones a la hora de realizar Evaluaciones de Impacto serias-
3. El empleo de modelos de distribución de especies, tanto reales como potenciales, si se poseen datos fiables procedentes de bases de datos extensas y de acceso no restringido, podría facilitar la inclusión en procedimientos de Evaluación Ambiental de referencias a impactos sobre insectos. Estos procedimientos

aplicados sobre todo en la fase de planificación de carreteras, poseen la ventaja de ser rápidos y consumir poco presupuesto.

4. Por ello se deben minimizar los efectos del desarrollo de nuevas infraestructuras lineales, mediante una planificación adecuada del territorio, y por ende de las actuaciones, y su ejecución. Teniendo en cuenta que dicha ejecución deberá producirse con las técnicas menos impactantes posibles, fundamentalmente en las proximidades de zonas de distribución real o potencial de insectos protegidos.
5. Somos conscientes de que las medidas preventivas, protectoras y mitigadoras de impacto para la fauna vertebrada en general suelen ser costosas. Por lo que para un grupo tan desconocido como son los insectos dichas medidas serían difíciles de asumir. Sin embargo, con el desarrollo de estudios adecuados, las medidas para fauna en general, se podrían adaptar a insectos, siendo este coste mucho menor. De cualquier modo, en caso de que la incorporación de adaptaciones para favorecer su uso por los insectos supusiera un sobrecoste, este debería ser contemplado como necesario e imprescindible, fundamentalmente si se trata de reducir la fragmentación de hábitat causada por las infraestructuras lineales en especies protegidas por legislación vigente. Las actuaciones que se planteen como mitigadoras del impacto, fundamentalmente en insectos, deben diseñarse, ejecutarse y mantenerse con una perspectiva temporal de largo plazo.
6. Se exige el seguimiento y control de las medidas preventivas, protectoras y correctoras que se proponen en los estudios de impacto ambiental y

Declaraciones de Impacto Ambiental propuestas para insectos, de modo que si se combinan los resultados que se derivan de dicho seguimiento con las indicaciones técnicas de diseño, se podrían recopilar las actuaciones que son efectivas para evitar la fragmentación de poblaciones por las infraestructuras lineales. Siendo conscientes de que no existe constancia de que uno u otro diseño sea más apropiado, por lo que el tipo de medida a construir dependerá de las condiciones concretas del proyecto y de las características de la especie de insecto a proteger.