

IMPACTOS DE LAS CARRETERAS SOBRE LA FAUNA SILVESTRE Y SUS PRINCIPALES MEDIDAS DE MANEJO

MARÍA DEL PILAR ARROYAVE¹; CAROLINA GÓMEZ²;
MARÍA ELENA GUTIÉRREZ³; DIANA PAULINA MÚNERA³;
PAULA ANDREA ZAPATA³; ISABEL CRISTINA VERGARA³;
LILIANA MARÍA ANDRADE³; KAREN CRISTINA RAMOS³

RESUMEN

El objetivo de este artículo es presentar el impacto de los proyectos viales sobre la fauna silvestre y evaluar las medidas de manejo de estos efectos. Se revisó y analizó la información de diversos estudios realizados en el mundo, al igual que algunos estudios de impacto ambiental de carreteras que se han desarrollado en Antioquia. Se encontró que los principales impactos son el atropellamiento, el aislamiento de poblaciones y el cambio en los patrones reproductivos de la fauna; esto trae como consecuencia la disminución de las poblaciones de especies de fauna silvestre. También se plantean las estrategias comúnmente implementadas para el manejo de los impactos.

PALABRAS CLAVE: carreteras; fauna; impactos bióticos; planes de manejo

ABSTRACT

The purpose of this paper is to present the impact of roads on wildlife and to evaluate the ways to manage these impacts. Various foreign articles and studies were analyzed as well as environmental impact studies of roads developed in Antioquia. As a result of this study it was found that the main impacts were roadkills, population isolation, and changes in reproductive patterns. The above impacts have the overall consequence of diminishing the populations of fauna. The management strategies to overcome these impacts are discussed as well.

KEY WORDS: roads; fauna; biotic impacts; environmental management

¹ Ingeniera Forestal, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. MSc en Ecosistemas Terrestres y Acuáticos, Eastern Michigan University. Profesora EIA. Grupo de Profundización en Biodiversidad, Grupo de Investigación Gabis, EIA. maarr@eia.edu.co

² Ingeniera Ambiental, EIA. Grupo de Profundización en Biodiversidad, EIA. esgomez@epm.net.co

³ Estudiantes de Ingeniería Ambiental EIA. Grupo de Profundización en Biodiversidad, EIA. ammagut@eia.edu.co; amdimun@eia.edu.co; ampaza@eia.edu.co; amisver@eia.edu.co; amliand@eia.edu.co; amkaram@eia.edu.co

1. INTRODUCCIÓN

En general, los proyectos viales han sido considerados como obras que representan un beneficio social y económico para las regiones y mejoran la calidad de vida de los habitantes, por tanto, se constituyen en un elemento importante de desarrollo. Sin embargo, la apertura de carreteras, al igual que todas las obras de infraestructura y actividades humanas, causa efectos negativos sobre el ambiente, cuya identificación y evaluación es importante con el fin de diseñar estrategias que eviten, mitiguen y compensen estos impactos.

Entre los efectos ecológicos más significativos de las carreteras pueden citarse los siguientes: fragmentación de ecosistemas, dispersión de especies exóticas y disminución de las poblaciones de especies de flora y fauna nativa, alteración del ciclo hidrológico, cambios microclimáticos, producción de material particulado y de ruido, y contaminación de las aguas y del suelo. La apertura de frentes de colonización es un impacto indirecto que puede generar en el mediano y largo plazo la reconversión en el uso del suelo, la destrucción de hábitats naturales y la reducción de la biodiversidad.

El objetivo de este artículo es hacer una revisión de estudios realizados con el fin de evaluar el estado del conocimiento acerca del tema, para que sirva de soporte a entidades estatales y privadas, planificadores e ingenieros que participan en el desarrollo de proyectos viales. Con ello se espera que éstos se realicen considerando los impactos y las posibles maneras de manejo que se pueden adoptar para su prevención, mitigación y control.

2. IMPACTOS DE LAS CARRETERAS

2.1 Fragmentación de hábitats

La fragmentación ocurre cuando un hábitat grande y continuo se reduce y se subdivide en dos o más fragmentos. Este fenómeno está casi siempre

asociado a la tala de bosques para su conversión en otros usos del suelo, pero también ocurre cuando el área es atravesada por una carretera, canal, línea de transmisión u otra obra de infraestructura que divide el área (Primack, 1998). Si bien al abrir una carretera el área afectada de modo directo puede ser relativamente pequeña, la fragmentación del hábitat tiene dos efectos principales que amenazan la persistencia de las especies, denominados el efecto barrera y el efecto de borde.

2.1.1 Efecto barrera

El efecto barrera se produce cuando se impide la movilidad de los organismos o de sus estructuras reproductivas, lo que trae como consecuencia limitar el potencial de los organismos para su dispersión y colonización. Muchas especies de insectos, aves y mamíferos no cruzan estas barreras; por lo tanto, las plantas que tienen frutos carnosos o semillas que se dispersan por animales se afectarán también. Debido a este efecto muchos animales que consumen recursos que se encuentran dispersos no pueden moverse libremente a través del terreno y las especies que dependen de éstos se ven limitadas en su alimentación, ya que no pueden pasar a los hábitats vecinos.

Según Primack (1998), las vías rompen la continuidad del dosel (estrato superior de los bosques) e interrumpen las posibilidades de movilidad de los animales. Esto es especialmente válido para algunas especies de primates que no acostumbran descender a los estratos inferiores. Las barreras también pueden restringir la habilidad de los organismos de encontrar sus parejas, lo que puede llevar a la pérdida de su potencial reproductivo.

Se ha medido el efecto de los claros en las poblaciones de vertebrados en desiertos, pastizales, cultivos agrícolas y plantaciones forestales, y se ha encontrado que la carretera actúa como una barrera que inhibe a los animales para cruzar las vías. De acuerdo con Goosem (1997) estos efectos se han demostrado en renos, osos y anfibios en América



del Norte y en Europa. Se ha encontrado que en algunas localidades sólo un 3% de los individuos de dos poblaciones de pequeños mamíferos cruzan vías con un ancho de 30 m o mayores.

El efecto barrera tiende a crear metapoblaciones, definidas como la población (o grupo) de poblaciones que resulta de la división de una población grande y continua en subpoblaciones pequeñas y parcialmente aisladas. Estas subpoblaciones fluctúan más ampliamente en el tiempo y tienen una mayor probabilidad de extinción que las poblaciones grandes (Primack, 1998). Algunas de ellas tienen un tamaño tan pequeño que no alcanzan a ser viables, ya que no se dan los procesos reproductivos, lo que puede llevar a posibles extinciones locales. Adicionalmente, el proceso de recolonización se disminuye por las barreras impuestas por la vía; es posible que se afecten muchas especies cerca de la red de carreteras disminuyendo aun más la variabilidad genética entre las poblaciones (Forman y Alexander, 1998).

Hacer que las carreteras sean más permeables, es decir, que las especies de fauna puedan atravesarlas, reduce la amenaza demográfica, pero al costo de un número mayor de atropellamientos. En contraste, incrementar el efecto barrera de las vías reduce la mortalidad, pero acentúa el problema de las poblaciones pequeñas. El efecto barrera quizás afecta más especies y se extiende sobre un área más amplia que los efectos del atropellamiento o de la evasión a la carretera.

2.1.2 Efecto de borde

El efecto de borde se presenta cuando un ecosistema es fragmentado y se cambian las condiciones bióticas y abióticas de los fragmentos y de la matriz circundante (Kattan, 2002). En el caso de carreteras este efecto se presentará en las inmediaciones o borde de la vía, donde se crearán condiciones con mayor temperatura, menor humedad, mayor radiación y mayor susceptibilidad al viento. Según lo reportado por Goosem (1997), este efecto de borde puede penetrar 50 m para aves, 100 m para los efectos microclimáticos y 300 m para insectos.

Como consecuencia del efecto de borde se modifica la distribución y abundancia de las especies, cambiando la estructura de la vegetación y, por tanto, la oferta de alimento para la fauna. Estos cambios afectan ante todo las especies del interior del ecosistema que ha sido fragmentado, ya que pueden ser desplazadas por las especies de espacios abiertos, que encuentran en el nuevo hábitat condiciones más favorables para su supervivencia y reproducción.

El efecto que se produce es la introducción de especies de borde o generalistas en los hábitats de bosque; las especies que tienen capacidades buenas de dispersión, capaces de invadir y colonizar hábitats alterados son atraídas a los bordes y pueden penetrar al interior. Las especies de borde se sienten atraídas a estos nuevos hábitats y muchas de ellas son depredadoras de huevos o de pichones o parásitos de nidos, lo que reduce el éxito reproductivo de las especies de interior (Goosem, 1997).

Se han llevado a cabo varios estudios en donde se comprueba efectivamente que las densidades poblacionales del 60% de las especies de bosques y pastizales que viven cerca de los bordes de carreteras son inferiores a las densidades localizadas lejos de ellas (Reijnen *et al.*, 1996). Similarmente, Ortega y Capen (1999) reportaron que la población de horneros (una especie de ave sensible a la fragmentación) era menor en los fragmentos de bosques cercanos a las carreteras que en los distantes, por causa del efecto de borde.

2.2 Atropellamiento

2.2.1 Atropellamiento de animales en las carreteras

El atropellamiento de fauna es el impacto directo más fácil de reconocer en comparación con otros como fragmentación, deterioro del ecosistema y cambios en el comportamiento de los animales, en especial porque constantemente en las carreteras se observan los cuerpos de los animales muertos, aunque en algunos casos los animales quedan en

un estado que dificultan la identificación de la especie.

Con el rápido desarrollo de las ciudades y el aumento de las poblaciones humanas se ha incrementado la red vial, con lo cual ha surgido una nueva fuente de mortandad de animales que se ha venido convirtiendo en una amenaza cada vez mayor para las poblaciones de animales involucrados.

Diversas investigaciones se han realizado en el mundo, sobre todo en los Estados Unidos, algunos países europeos y Australia, las cuales revelan cifras preocupantes del número de animales atropellados y la amenaza que esto representa para algunas espe-

cies en el futuro. En los Estados Unidos, el Centro de Investigación para la Vida Silvestre ha estimado que diariamente es atropellado un millón de animales en todas las autopistas del país (Noss, 2002). Según Culp (2002), en España mueren al menos 10 millones de animales cada año; en Finlandia ha habido una disminución en la densidad de la población de aves terrestres y en Canadá se ha observado una reducción significativa de la tortuga mordedora provocada por la alta mortalidad. Otros estudios más específicos que indican la cantidad de animales muertos en algunas carreteras se presentan en la Tabla 1. En la literatura revisada no se encontró ningún reporte de estudios realizados en Colombia.

Tabla 1. Casos reportados de atropellamiento en el mundo.

Grupo	Ubicación de carretera y fecha de estudio	Especies atropelladas	No. animales atropellados/año	Referencia
Mamíferos	Parque Nacional Yellowstone (Estados Unidos) 1989-1996	Alces, venados, bisontes, cabras, antílopes, osos grises, osos negros, lobos, coyotes, lince, castores, mapaches	117	Gunther <i>et al.</i> (2001)
	Autopista 441, Alachua County, Florida (Estados Unidos) en 3,2 km. 2001-2002	Ratas, zarigüeyas, coyotes, armadillos, venados, mapaches, zorros, nutrias, conejos, entre otros	83	Barichivich y Dodd (2002)
	Autopista del Pacífico entre Billinudgel y Ballina (Australia) en 48,6 km. 2000 (8 semanas)	Zarigüeyas, roedores, zorros, murciélagos, koalas, conejos	356 (8 semanas)	Taylor y Goldingay (2004)
Aves	Autopista 441, Alachua County, Florida (Estados Unidos) en 3,2 km. 2001-2002	Búhos, martines pescadores, cardenales, cernícalos, gorriones, palomas, entre otros	101	Barichivich y Dodd (2002)
	Autopista del Pacífico entre Billinudgel y Ballina (Australia) en 48,6 km. 2000 (8 semanas)	Búhos, cuclillos, cacatúas, patos, palomas, loros, cuervos	139 (8 semanas)	Taylor y Goldingay (2004)
Reptiles	Autopista 441, Alachua County, Florida (Estados Unidos) en 3,2 km. 2001-2002	Serpientes, tortugas, lagartos, cocodrilos	161	Barichivich y Dodd (2002)
	Autopista del Pacífico entre Billinudgel y Ballina (Australia) en 48,6 km. 2000 (8 semanas)	Tortugas, lagartos, lagartijas, serpientes	31 (8 semanas)	Taylor y Goldingay (2004)
Anfibios	Autopista 441, Alachua County, Florida (Estados Unidos) en 3,2 km. 2001-2002	Ranas	1647	Barichivich y Dodd (2002)
	Autopista del Pacífico entre Billinudgel y Ballina (Australia) en 48,6 km. 2000 (8 semanas)	Ranas y sapos	4 (8 semanas)	Taylor y Goldingay (2004)



Como puede observarse en la tabla 1, los resultados de Barichivich y Dodd (2002) muestran que el número de mamíferos atropellados en un año es menor que el de aves, y que éste es a su vez menor que el de reptiles y anfibios. Por su parte, Taylor y Goldingay (2004) reportan tendencias opuestas, ya que el número de mamíferos es mayor que el de aves, reptiles y anfibios. Por tanto, no se puede concluir que un grupo animal es en particular más susceptible al atropellamiento, y es posible que esto dependa de otros factores intrínsecos a las condiciones del lugar y de la vía.

2.2.2 Factores que influyen en el atropellamiento

El índice de atropellamiento y su frecuencia están relacionados con diversos factores, tales como el flujo vehicular, la velocidad, la anchura de la vía, el comportamiento de las especies y la cobertura vegetal. Estos factores se analizan a continuación.

Con relación al aumento del flujo vehicular, se podría pensar que incide directamente en la cantidad de animales atropellados, pero las investigaciones no siempre corroboran esta hipótesis. Según Noss (2002) en la Florida (EEUU), el oso negro, que ahora se encuentra en la lista de especies amenazadas, tenía una tasa de mortandad de 2-3 individuos por año en 1972, y se incrementó rápidamente a 44 individuos por año en 1989, producto del crecimiento vehicular en la zona. Sin embargo, Mazerolle (2003) encontró que la población de la especie de sapo *Bufo americanus* aumentó con el tráfico vehicular, aunque para tres especies de ranas, *Rana clamitans*, *R. pipiens* y *R. sylvatica*, detectaron el aumento de su mortalidad cuando varios individuos atravesaron las carreteras con una densidad de tránsito vehicular moderado. Para otra rana (*Pseudacris crucifer*) descubrieron que aumentó la mortalidad cuando bajó la densidad vehicular y, por fin que dos especies de salamandras no respondieron a las diferencias en el volumen de tránsito. Estos resultados muestran que la densidad poblacional es una característica influenciada por varios factores y que para determi-

nar si depende directamente del flujo vehicular se deben realizar experimentos de campo en los que se controlen las demás variables.

Las altas velocidades de los vehículos en autopistas facilitan el atropellamiento de los animales. Según un estudio realizado en el Parque Nacional Yellowstone en Estados Unidos por Gunther *et al.* (2001), la implementación de señalización para restringir la velocidad disminuye la cantidad de casos de animales muertos.

Cupul (2002) describe que ciertos patrones estacionales de conducta, como cortejo, migraciones, reproducción, apareamiento, abundancia de especies y búsqueda de alimentos, entre otros, hacen posible que haya una mayor cantidad de animales muertos en la vía en determinados períodos del año. En el mes de abril entre los poblados de La Cruz de Huanacastle y Punta de Mita, México, los cangrejos moyo (*Gecarcinus quadratus*) cruzan algunas vías en su migración hacia el mar para reproducirse y poner los huevos e irremediamente muchos de ellos mueren pisados por los vehículos. La mayor cantidad de atropellamientos de algunas especies de aves y mamíferos como las zarigüeyas ocurren después de la época reproductiva cuando los individuos jóvenes, que son inexpertos, se aproximan a las carreteras. Por otro lado, los organismos altamente móviles pueden estar en desventaja con respecto a individuos cuyos territorios son más pequeños (Carr y Fahrig, 2001).

Las carreteras suelen ser un elemento atractivo para ciertos animales por distintos motivos. Los reptiles, como las culebras, lagartos e iguanas, al ser ectotérmicos o de sangre fría requieren regular su temperatura corporal mediante la absorción de calor del medio, por lo cual se acercan a las carreteras para aprovechar el calor absorbido por el pavimento, tanto en el día como en la noche (Cupul, 2002). Algunos pájaros toman pequeños granos de arena del borde de la vía para tener una mejor digestión de las semillas; ciertos mamíferos se acercan a consumir las sales que se aplican para descongelar el hielo en las vías, y los ciervos y otros herbívoros se alimentan de

la vegetación que crece junto a la carretera. También se ven amenazados los animales carroñeros como buitres, cuervos, coyotes y mapaches que se acercan a la vía para comer los animales que se encuentran muertos sobre ella (Noss, 2002).

Además, los residuos orgánicos arrojados a la carretera son fuentes de alimento para distintos animales que se acercan a consumirlos y pueden ser atropellados (Cupul, 2002).

2.2.3 Impactos del atropellamiento

El principal impacto del atropellamiento de animales se ve reflejado en la afectación de las poblaciones de las especies involucradas, más que todo en aquellas especies que se encuentran amenazadas o son vulnerables y, en menor medida, las especies más comunes y abundantes. El grado de perjuicio depende del tamaño de la población y de la capacidad reproductiva de la especie (Taylor y Goldingay, 2004).

Los atropellamientos afectan igualmente a las personas que se ven involucradas en accidentes de fauna de gran tamaño en la medida en que pueden morir en ellos y se generan grandes costos económicos (Smathers, 2001).

2.3 Cambios en los patrones reproductivos

La circulación de vehículos por las carreteras no sólo afecta la fauna por el atropellamiento, que causa muertes directas a miles de individuos, sino que genera cambios en sus actividades reproductivas, los cuales pueden disminuir las poblaciones y causar una posible extinción local dentro de la región afectada. Forman y Alexander (1998) aseguran que los efectos causados por el ruido, la contaminación ambiental y visual producidos por el tráfico vehicular generan pérdidas más representativas para la fauna que el atropellamiento mismo en las vías. Otros factores ocasionados por el funcionamiento de las carreteras que tienen un efecto sobre la fauna son el movimiento mismo de los carros, las vibraciones,

las luces artificiales y la presencia humana (Goosem, 2002); aunque varios autores coinciden en que el ruido es el factor que influye más negativamente en estas poblaciones (Forman y Alexander, 1998; Spellerberg, 1998; Goosem, 2002).

2.3.1 Volumen del tráfico vehicular y distancia a la vía

Se han llevado a cabo estudios que intentan probar si el volumen de tráfico de una carretera puede afectar las densidades y la actividad reproductiva de la fauna. Forman *et al.* (2002) analizaron cómo diferentes volúmenes de circulación vehicular pueden afectar la presencia y la actividad reproductiva de especies de aves de pastizal. Encontraron que un bajo volumen (3.000-8.000 vehículos/día) no tuvo un efecto significativo en la distribución de la comunidad de aves del pastizal. Para tráfico moderado (8.000-15.000 vehículos/día) no hubo efecto en la presencia de estas especies, pero la actividad reproductiva se llevó a cabo a más de 400 m de la carretera. Para tráfico pesado (15.000-30.000) hubo efecto tanto para la presencia de aves como para la reproducción hasta distancias de 700 m en adelante. Para tráfico muy pesado los efectos se extienden hasta más de 1 km.

Con respecto a la distancia a la vía, Kuitunen *et al.* (2003) encontraron que no tuvo efecto sobre la época reproductiva ni sobre el tamaño del huevo o polluelo del atrapamoscas *Ficedula hypoleuca*, pero sí encontraron que las crías emplumadas disminuían con la cercanía a la carretera, ya que los padres mueren atropellados cuando están en la búsqueda de alimento (invertebrados muertos en las vías) para sus crías, por lo que éstas quedan sin protección alguna. Bautista *et al.* (2004) encontraron que el águila imperial y los buitres utilizaban con menor frecuencia las inmediaciones de las carreteras durante los fines de semana, restringiendo sus actividades a las áreas remotas y poco transitadas.

2.3.2 Ruido

El ruido generado por el tránsito vehicular es uno de los factores que mayores impactos ecológicos



causan a la fauna, ya que produce varios efectos como el desplazamiento, reducción de áreas de actividad y un bajo éxito reproductivo, lo que está asociado a pérdida del oído, aumento de las hormonas del estrés, comportamientos alterados e interferencias en la comunicación durante la época reproductiva, entre otros (Forman y Alexander, 1998).

Las aves canoras parecen ser sensibles incluso a niveles muy bajos de ruido (Reijnen *et al.* 1995). El nivel de ruido al que las poblaciones de aves de ecosistemas boscosos empiezan a declinar es a un promedio de 42 dB, comparado con un promedio de 48 dB para especies de aves de pastizal. La especie de bosque más sensible pertenece a la familia Cuculidae, que mostró una reducción en sus densidades a los 35 dB. La especie de pastizal más sensible fue la aguja colinegra (*Limosa limosa*) que respondió a niveles de ruido de 43 dB.

Reijnen y Foppen (1994) reportaron que los machos del ave *Phylloscopus trochilus* cerca a vías rápidas experimentaban dificultades en atraer y mantener pareja y sugirieron que la distorsión del canto atribuido al tráfico pudo haber sido la causa. Goosem (1997) determinó que los sonidos de anfibios cercanos a carreteras fueron opacadas por el ruido, alterando y restringiendo su comportamiento reproductivo.

2.3.3 Presencia humana

Entender el efecto de la presencia humana en las poblaciones de fauna es crítico para emprender medidas de manejo adecuadas para su conservación. Los seres humanos pueden afectar la fauna en la medida en que ésta, para evitar el contacto con el hombre, gasta energía potencialmente utilizable en actividades reproductivas o de forrajeo (Primm, 1996). Kerley *et al.* (2002) encontraron en un estudio con tigres que los individuos no perturbados consumieron más carne de cada presa que los perturbados. Adicionalmente, encontraron que la mortalidad de las hembras aumentó y el éxito reproductivo disminuyó en territorios que incluían carreteras.

En forma similar, Stolen (2003) encontró para dos especies de aves acuáticas, *Egretta thula* y *Ardea alba*, que la perturbación por parte de vehículos que se detienen a observarlos afecta el tiempo de forrajeo (disminuyendo la cantidad de alimento consumido) y el gasto de energía durante la fuga. En África también se han encontrado bajas densidades poblacionales para elefantes y primates cerca de asentamientos humanos y carreteras (Blom *et al.*, 2004). Incluso la perturbación humana puede afectar la abundancia de las poblaciones de ranas, como es el caso de la especie *Rana iberica* que disminuye el uso de recursos cuando aumenta la perturbación (Rodríguez y Fernández, 2005)

3. PLANES DE MANEJO DE IMPACTOS

Es de aceptación general que en la realización de cualquier tipo de proyecto se generan impactos en el ambiente. Se identifican y evalúan en el estudio de impacto ambiental, que además incluye las medidas de prevención, mitigación y compensación de los efectos ocasionados por el proyecto.

A continuación se describirán brevemente las medidas que han tenido mayor difusión encaminadas a reducir la mortalidad de animales por atropellamiento. Sin embargo, vale aclarar que la efectividad de estos sistemas de mitigación todavía no ha sido evaluada para una amplia variedad de animales (Jackson y Griffin, 1998). Estas medidas se clasifican en medidas estructurales y no estructurales como se explica enseguida.

3.1 Soluciones estructurales

En el desarrollo de estas medidas se aplican diseños ingenieriles encaminados al manejo y conservación de la fauna silvestre. Los diversos tipos difieren en su complejidad, costo y efectividad.

Sistemas de cercado

Esta es una de las aplicaciones que se ha usado más extensivamente en Europa con el propósito de

evitar que los animales crucen la carretera (Bank *et al.*, 2002; Jackson, 2001). Por lo general esas cercas poseen vegetación aladaña que sirve para guiar a los animales hacia los corredores estructurales (Roof y Wooding, 1996 citado por Jackson, 2001). Las cercas hechas con malla de alambre son las más comunes; incluso algunas tienen puertas o accesos, para que la cerca no quede totalmente cerrada. Algunas de ellas deben ser enterradas unos 20 a 40 cm por debajo de la superficie del terreno, para evitar que algunos animales cavén la tierra y pasen por debajo de la cerca (Bank *et al.*, 2002).

Señalizaciones

Los estudios referentes a esta técnica han señalado que los letreros y demás avisos de precaución que indican la presencia de animales en la vía, en gran medida, son ignorados por los conductores. Por eso se ha recurrido a instalar esos letreros junto a los correspondientes a la velocidad permitida; inclusive se les han incorporado unos sistemas de luces intermitentes que emiten luz en señal de advertencia cuando unos sensores adaptados a esas señales comprueban la presencia de animales (Bonds, 2001). Algunos estudios han demostrado que estos sistemas han sido efectivos en la reducción de mortalidad de animales por atropellamiento (Klister, 1998 citado por Bank *et al.*, 2002).

Reflectores

Estos dispositivos emiten luz hacia los hábitats circundantes. Esta técnica se ha estudiado mucho en Europa, y algunas investigaciones han concluido que es poco efectiva. Otros estudios han dicho que no ha habido suficientes evidencias para afirmar que ese método funciona (Molenaar y Henkens, 1998 citado por Bank *et al.*, 2002).

Barreras para evitar el ruido

Estas estructuras, que en su mayoría son de madera o de concreto, han sido usadas en Europa más que todo para protección de comunidades de aves que construyen sus nidos cerca de la vía. En

otras ocasiones, se han adaptado estas estructuras a los corredores que se han construido para el paso de los animales por la carretera. Sin embargo, se han hecho muy pocas investigaciones para estudiar la efectividad de esta medida de manejo (Bank *et al.*, 2002).

Pasos subterráneos (*underpasses*)

Estas estructuras son de amplia difusión en casi toda Europa, principalmente en Suiza, Alemania, Francia y los Países Bajos. También han sido muy usadas en Australia, Canadá y los Estados Unidos. Algunos estudios que se han hecho para observar la efectividad de estos sistemas indican que depende de variables tales como el tamaño, el lugar, los niveles de ruido, el sustrato, la cobertura vegetal, la humedad, la temperatura, la luz, las interacciones entre las especies y las perturbaciones humanas (Berris, 1997). También se ha llegado a establecer que una alta actividad humana desarrollada en los alrededores de estas estructuras puede significar la reducción en la efectividad de estas estrategias (Clevenger y Waltho, 2000 citados por Jackson y Griffin, 2001). Las dimensiones dependen del tamaño de los animales. Para animales medianos el ancho puede ser de 5 a 12 m y para animales más grandes puede llegar a los 25 m. Con respecto a la altura, generalmente varía entre los 3 y 5 m (Bank *et al.*, 2002). Puede decirse que la principal desventaja de estos pasos subterráneos es el alto costo que puede acarrear su construcción. Esas estructuras se ilustran en la Figura 1.



Figura 1. Pasos subterráneos para el tránsito de fauna (Fuente: Bank *et al.*, 2000).



Pasos elevados (*overpasses*)

Tales estructuras han sido construidas principalmente en Europa, los Estados Unidos y Canadá (Jackson y Griffin, 1998). En Europa este método se ha considerado como uno de los más exitosos para una gran variedad de animales. Estos corredores suelen tener como mínimo una anchura de 8 m. Por estar adecuadas como verdaderos hábitats se les ha llamado “puentes verdes”, pues poseen una gran variedad de plantas y sustratos que resultan apropiados para los animales pequeños y grandes. En algunos casos se han construido estanques para que sean usados por los anfibios (Bank *et al.*, 2002); en forma adicional, la mayoría están dotados de cercas de madera que sirven como barreras visuales y de ruido (ver Figura 2)



Figura 2. Pasos elevados para el cruce de fauna
(Fuente: <http://www.k9treat.com>)

Francia fue el primer país europeo en implantar tales estrategias. Para 1991 ese país contaba con 125 pasos y aún sigue construyendo más de esas estructuras por considerarlas como las principales formas de proporcionar la conexión entre los ecosistemas. Alemania poseía 32 en el 2002, con anchuras que oscilaban entre los 8,5 m y los 870 m. Por su parte, Suiza poseía un poco más de 20 hasta el 2002, con anchos que iban desde los 3,4 m hasta los 200 m (Bank *et al.*, 2002).

Para conocer el grado de efectividad de estas estrategias se han hecho muchas investigaciones, usándose contadores, cámaras infrarrojas, entre otros dispositivos. Pfister *et al.* (1997), citados por

Bank *et al.*, (2002), realizaron con su equipo varias investigaciones en Europa y llegaron a la conclusión de que esas estructuras son muy efectivas para una gran variedad de animales. Sin embargo, la principal desventaja para masificar esta alternativa es su alto costo.

Modificación de estructuras existentes

Muchas estructuras que fueron construidas para el uso de los seres humanos, en determinado momento pueden pasar a ser usadas por los animales. En algunos casos estas estructuras se modifican de acuerdo con la necesidad que se tenga. Esto también ha dado buenos resultados, pero sólo en algunas especies de animales (Bank *et al.*, 2002).

3.2 Soluciones no estructurales

Corresponden a aquellas soluciones que no requieren una obra de infraestructura para su implementación. Esas estrategias se aplican con el propósito de generar cambios en el comportamiento de los animales y evitar así que sean víctimas de un atropellamiento (Bank *et al.*, 2002). Tienen la ventaja de no ser tan costosas y complejas como las medidas estructurales.

Repelentes olfatorios

Consiste en utilizar diferentes sustancias con olores estratégicos (de humanos, de depredadores, olores desagradables) que atraigan a los animales hacia determinado sitio o bien que los aleje de la carretera. Aunque esta táctica puede ser promisoriosa, todavía no se tienen suficientes estudios que indiquen su efectividad. Sólo en Europa se ha puesto en aplicado pero de modo incipiente (Bank *et al.*, 2002).

Ultrasonido

Esta solución también ha sido implementada en Europa, pero sólo se reportan pocos casos. Por este motivo no se tiene evidencia en cuanto a su efectividad para lograr reducciones en la mortalidad de los animales (Bank *et al.*, 2002).

Sistemas de iluminación

En Europa se han hecho algunos estudios para observar si en realidad esta técnica es una buena solución, pero se ha concluido que no ha sido muy efectiva en la reducción de la mortalidad de los animales. Incluso se ha observado que esos sistemas de iluminación han afectado los hábitos de anidación de algunas aves de los países nórdicos (Bank *et al.*, 2002).

Modificación del hábitat

Igualmente esta técnica se ha utilizado en Europa y consiste en hacer podas a las plantas que se encuentran en los bordes de la carretera, para de esta manera mejorar la visibilidad de los conductores y así evitar que atropellen a algún animal. Además, con el objetivo de alejar a los animales de la vía, se siembran al borde de las carreteras algunas plantas que no sean apetecidas por ellos como alimento. Sin embargo, cerca de las estructuras que se tienen para que los animales crucen la carreteras, se plantan especies que sí sean deseadas (Bank *et al.*, 2002).

Para garantizar el correcto funcionamiento de las medidas de manejo citadas se debe tratar de dar un óptimo mantenimiento a cada uno de esos sistemas, más que todo los de tipo estructural. En las ciudades europeas es muy común encontrar que tanto los entes públicos como privados participan conjuntamente en los procesos de mantenimiento de las estructuras (Bank *et al.*, 2002). Un factor clave para lograr éxito con las estructuras o corredores de conexión es mantener en forma adecuada los hábitats adyacentes a estas estructuras para garantizar que cumplan su papel de conducir los animales sin peligro de atropellamiento.

Según lo sugerido por Martínez y Damián (1999), las medidas de manejo de los proyectos deben realizarse de acuerdo con las acciones asociadas a la etapa en la que se encuentra la carretera. Las etapas son: preconstrucción, preparación del sitio, construcción, conservación y operación. La etapa de preconstrucción la forman los estudios iniciales

del proyecto, pasando por la prefactibilidad y el comienzo de la obra. Esta etapa no tiene repercusiones que modifiquen el ambiente, ya que son trabajos de tipo administrativo e investigativo que comprenden la recopilación de información secundaria.

Las etapas de preparación del sitio y construcción comprenden las acciones que tienen un mayor impacto en el ambiente. En la primera, se establecen dos actividades principales que se refieren a desmontar y despallar el terreno y a construir los caminos de acceso, para dar inicio a la construcción de la carretera. En la segunda, se construyen obras de drenaje, se establecen plantas de asfalto, hormigoneras y trituradoras para procesar todo el material explotado y se hacen obras complementarias.

En estas dos etapas se generan impactos tanto a la fauna como a la flora, y las medidas de manejo consisten básicamente en lo siguiente: hacer un desmonte paulatino para permitir el desplazamiento de la fauna, recoger la capa fértil del suelo para utilizarla más tarde, restituir la vegetación como medida compensatoria, mantener los caudales ecológicos en caso de afectar sistemas lóticos, control de la cacería y creación de vallas y cercas para disminuir atropellamientos. Por último, está la etapa de conservación y operación; las acciones asociadas a esta etapa son el tránsito vehicular y el mantenimiento y conservación de la carretera en buen estado.

Con el fin de identificar las medidas utilizadas en Colombia para prevenir y mitigar los impactos sobre la fauna, se consultaron los estudios de impacto ambiental de las siguientes tres obras: carretera al mar (vereda Tunal, Santa Fe de Antioquia), conexión vial Aburrá-Cauca y la ampliación y pavimentación de la carretera Titiribí-Otramina. Las medidas de manejo del componente biótico consisten básicamente en la revegetalización de taludes y terraplenes descubiertos y en la siembra de especies arbóreas, según lo que recomiende la corporación autónoma regional. No se reportan medidas para la fase de conservación y operación ni para la prevención o compensación para el recurso fáunico.



4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La fragmentación del hábitat y el consecuente aislamiento de poblaciones es el impacto más significativo, ya que el efecto barrera y el efecto de borde afectan la disponibilidad de alimento y el potencial reproductivo de las especies. El número de animales muertos por atropellamiento reportados en algunos estudios es significativamente alto y puede representar un riesgo para las especies en estado de amenaza.

Según lo encontrado en la revisión bibliográfica realizada, existe una gran variedad de medidas de manejo para mitigar el impacto causado por las carreteras a la fauna. Sin embargo, éstas sólo han sido implementadas en algunos países desarrollados como Alemania, Francia, Suiza y los Países Bajos, donde además se han hecho esfuerzos de seguimiento para verificar su efectividad. A pesar de la inversión económica para aplicar estas medidas y hacer seguimiento de su efectividad, se considera necesario continuar con las investigaciones para determinar la salud y la densidad de estas poblaciones de fauna en el largo plazo.

Infortunadamente, en la revisión de los estudios de impacto ambiental de proyectos desarrollados en Antioquia para la construcción de carreteras se encontró que básicamente se hace un diagnóstico de la flora y fauna del área de influencia de las carreteras. Sin embargo, no se plantean medidas con el objetivo de minimizar el efecto ecológico sobre la biodiversidad, sino que se proponen medidas de compensación, que en la mayoría de los casos se limitan a la siembra de especies de plantas.

Se recomienda a las autoridades ambientales exigir a las empresas constructoras la identificación y evaluación de los efectos negativos que producen los proyectos viales en la fauna por atropellamiento y aislamiento de poblaciones, así como el efecto que se causa en los ecosistemas circundantes. De igual manera, en los planes de manejo se deben conside-

rar como estrategias de prevención y mitigación de estos impactos algunas de las medidas empleadas en el ámbito internacional, en especial las de bajo costo y fácil aplicación como cercas, señalizaciones, campañas de educación y mantenimiento de la vegetación aledaña a la vía.

Finalmente, se hace una invitación a las universidades y centros de investigación en Colombia a que desarrollen estudios encaminados a la evaluación y manejo de los impactos negativos sobre la fauna generados por las carreteras y que fueron descritos en este artículo. La literatura científica internacional relacionada con este tema es numerosa, pero en Colombia es muy escasa; por tanto, los esfuerzos dirigidos a llenar este vacío de conocimiento en el país serían un gran aporte para el logro de una adecuada gestión ambiental de proyectos de desarrollo.

BIBLIOGRAFÍA

- ACEVEDO, J. L. 1996. Conexión vial Aburrá-Cauca: Estudio de impacto ambiental. Medellín. 244 p.
- BANK, F. G.; IRWIN C. L.; EVINK G. L.; GRAY M. E.; HAGOOD S.; KINAR J. R.; LEVY A.; PAULSON D.; RUEDIGER B.; SAUVAJOT R. M.; SCOTT D. J. and WHITE P. 2002. Wildlife habitat connectivity across European highways. *American Trade Initiatives*, Reporte No. FHWA-PL-02-011. Alexandria, VA.
- BARICHIVICH, W. J. and DODD C. K. 2002. The effectiveness of wildlife barriers and underpasses on U.S. highway across Payne Prairie State Preserve, Alachua County, Florida. Phase II Post-Construction. Florida Department of Transportation Contract No. BB-854.
- BAUTISTA, L. M.; GARCÍA J. T.; CALMAESTRA R. G.; PALACÍN C.; MARTÍN C. A.; MORALES M. B.; BONAL R. and VIÑUELA J. 2004. Effect of weekend road traffic on the use of space by raptors. En: *Conservation Biology* 18(3): 726-732.
- BERRIS, L. 1997. The importance of the ecoduct at Terlet for migrating mammals. pp. 418-420. En: K. Canters (ed.) *Habitat fragmentation and infrastructure, proceedings of the International Conference on Habitat Fragmentation, Infrastructure and the Role of Ecological Engineering*. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Delft, Netherlands.

- BLOM, A.; VAN ZALINGE, R.; MBEA, E.; HEITKÖNIG, I. M. A. and PRINS, H. H. T. 2004. Human impact on wildlife populations within a protected Central African forest. En: *African Journal of Ecology* 42: 23-31.
- BONDS, B. 2001. Wildlife habitat mitigation. pp. 70-72. En: *Wildlife and highways : seeking solutions to an ecological and socio-economic dilemma*. 7th Annual Meeting of The Wildlife Society. Nashville, Tennessee.
- CARR, L. W. and FAHRIG, L. 2001. Effects of road traffic on two amphibian species of differing vagility. En: *Conservation Biology* 15(4): 1071-1078.
- CLEVENGER, A. P. and WALTHO, N. 2000. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. En: *Conservation Biology* 14(1): 47-56.
- CUPUL, F. 2002. Víctimas de la carretera : fauna apachurrada. Gaceta CUC. Departamento de Ciencias. Centro Universitario de la Costa. México.
- DEPARTAMENTO DE ANTIOQUIA. Departamento Administrativo de Valorización. 1995. Plan de manejo ambiental, ampliación y pavimentación de la carretera Titiribí-Otramina. Medellín. 98 p.
- FORMAN, R. T. and ALEXANDER, L. E.. 1998. Roads and their major ecological effects. En: *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207-231.
- GOOSEM, M. 1997. Internal fragmentation : the effects of roads, highways and powerline clearings on movements and mortality of rainforest vertebrates. pp. 241-255. En: *Tropical forest remnants : ecology, management and conservation of fragmented communities*. W. F. Laurance y R. O. Bierregard junior (eds). University of Chicago Press, Chicago.
- GOOSEM, M. 2002. Effects of tropical rainforest roads on small mammals : fragmentation, edge effects and traffic disturbance. En: *Wildlife Research* 29: 277-289.
- GUNTHER K., BIEL, M. J. and ROBISON, H. L. 2001. Influence of vehicle speed and vegetation cover-type on road-killed wildlife in Yellowstone National Park. pp. 42-51. En: *Wildlife and highways : seeking solutions to an ecological and socio-economic dilemma*. 7th Annual Meeting of the Wildlife Society. Nashville, Tennessee. 178p.
- JACKSON, S. D. 2001. Overview of transportation impacts on wildlife movement and populations. pp. 7-20. En: *Wildlife and highways : seeking solutions to an ecological and socio-economic dilemma*. 7th Annual Meeting of The Wildlife Society. Nashville, Tennessee. 178p.
- JACKSON, S. D. and GRIFFIN, C. R. 1998. Towards a practical strategy for mitigating highway impacts on wildlife. pp. 17-22. En: G. L. Evink, P. Garrett, D. Zeigler and J. Berry (eds.) Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation. Florida Department of Transportation, Tallahassee, Florida.
- KATTAN, G. 2002. Fragmentación : patrones y mecanismos de extinción de especies. En: Guariguata M. y G. Kattan (eds). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Ediciones LUR, Cartago.
- KERLEY, L. L.; GOODRICH, J. M.; MIQUELLE, D. G.; SMIRNOV, E. N.; NIKOLAEV, I. G.; QUIGLEY, H. B. and HORNOCKER, M. G. 2002. Effects of roads and human disturbance on Amur tigers. En: *Conservation Biology* 16(1-12): 97-108.
- KLISTER, R. 1998. Wissenschaftliche Begleitung der Wildwarnanlagen Calstrom WWA- 12-S: Juli 1995-November 1997, Schlussbericht Infodienst Wildbiologie und Oekologie. Zurich, Suiza.
- MOLENAAR, J. G. en HENKENS, R. J. 1998. Effectiviteit van wildspiegels: een literatuurevaluatie. Instituut voor Bos-en Natuuronderzoek, Wageningen, The Netherlands. 106p.
- NOSS, R. 2002 The ecological effects of roads. <http://www.eco-action.org/dt/roads.html> 2002 Consultada el 10 de julio de 2005.
- ORTEGA, Y. K. and CAPEN, D. E. 1999. Effects of forest roads on habitat quality for ovenbirds in a forested landscape. En: *The Auk* 116(4): 937-946.
- PRIMACK, R. 1998. Essentials of conservation biology. 2ed. Sinauer. 659p.
- PRIMM, S. A. 1996. A pragmatic approach to grizzly bear conservation. En: *Conservation Biology* 10: 1026-1035.
- RAMOS-GUTIÉRREZ, C. R. 1996. Carretera al Mar, vereda Tunal-Santa Fe de Antioquia. 105p.
- REIJNEN, R. and FOPPEN, R. 1994. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. Evidence of reduce habitat quality for willow warblers (*Phylloscopus throchilus*) breeding close to a highway. En: *Journal of Applied Ecology* 31: 85-94.
- REIJNEN, R.; FOPPEN, R. and MEEUWSEN, H. 1996. The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. En: *Biological Conservation* 75: 255-260.



- RODRÍGUEZ-PRIETO, I. and FERNÁNDEZ-JURICIC, E. 2005. Effects of direct human disturbance on the endemic Iberian frog *Rana iberica* at individual and population levels. En: *Biological Conservation* 123: 1-9.
- SMATHERS, W., Jr. 2001. The socioeconomic impacts of wildlife-vehicle collisions. pp: 21. En: *Wildlife and highways: seeking solutions to an ecological and socio-economic dilemma*. 7th Annual Meeting of The Wildlife Society. Nashville, Tennessee. 178p.
- SPELLERBERG, I. F. 1998. Ecological effects of roads and traffic : a literature review. En: *Global Ecology and Biogeography Letters* 7(5): 317-333.
- STOLEN, E. D. 2003. The effects of vehicle passage on foraging behaviour of wading birds. En: *Waterbirds* 26(4): 429-436.
- TAYLOR, B. D. and GOLDINGAY R. L. 2004. Wildlife road-kills on three major roads in North-Eastern New South Wales. En: *Wildlife Research* 31: 83-91.

