



CURE
Centro Universitario
Regional del Este



TESINA PARA OPTAR POR EL GRADO DE LICENCIADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Atropellos de mamíferos en la Región Este
de Uruguay y su relación con atributos del
paisaje.

Agustina Serrón Lacassie

Tutor: Dr. Angel Segura – Centro Universitario Regional del Este

Co- Tutor: Lic. Hugo Coitiño

*Facultad de Ciencias, Universidad de la
República Oriental del Uruguay*

24 de abril, 2019

Resumen

Las infraestructuras viales como las carreteras generan impactos en el medio ambiente, siendo el atropello de fauna uno de los más importantes. Entender la relación entre los atributos del paisaje y los atropellos es crucial para mitigar sus impactos. En la actualidad se registra un incremento de trabajos relacionados a evaluar los impactos de las carreteras sobre la fauna de mamíferos, pero son escasos los que utilizan una aproximación de modelización estadística. Este trabajo tiene como objetivo analizar la dinámica a nivel espacial de atropellos de mamíferos en la Región Este de Uruguay. Se utilizó el software libre Qgis, para visualizar espacialmente los registros de especies atropelladas realizados por la ONG ECOBIO Uruguay en el año 2015 en las rutas de la región Este. Además, se creó una matriz con covariables explicativas clasificadas en 3 grupos: antrópicos, geográficos y climáticos. Estas variables se procesaron en cuadrículas de 1km², con datos cedidos por el Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental del Territorio. En cada cuadrícula se registró la presencia (1) o ausencia (0) de atropellamiento y el número de individuos de cada especie de mamífero. Las variables a predecir fueron categóricas, una de presencia y ausencia de atropello, y otra de 1 atropello o más de uno. Para el análisis estadístico y las predicciones se utilizó el algoritmo Random Forest de clasificación, en el programa de código abierto R. Se analizaron 4 rutas (7, 8, 9, 15), en 6 departamentos, usando datos de 1564 celdas que abarcan 1295 kilómetros, donde se registraron 976 individuos pertenecientes a 17 especies de mamíferos. Se observó que la ruta 9 es la más afectada con 341 atropellos, siguiéndole la ruta 8, con 299. Las especies con mayor número de individuos atropellados fueron, *Conepatus chinga* (Zorrillo) y *Lycalopex gymnocercus* (Zorro de Campo). De los modelos de presencia/ausencia para todas las especies en conjunto, se obtuvieron porcentajes de acierto superior al 60% (min= 61,7% y máx.=82.6%), en todos los casos. Las 10 variables más importantes fueron similares en todos los modelos, siendo en su mayoría antrópicas. Según su relevancia, se identificó la distancia a los caminos, distancia a centros urbanos, altitud y el índice de vegetación diferenciada normalizada (NDVI). Se encontró un porcentaje de acierto mayor (> 80%) para los modelos individuales del Zorrillo y Zorro de campo, y con similar importancia de variables. La distancia a los centros urbanos aparece como relevante en todos los casos y con una relación cuadrática con el número de atropellos, el máximo de atropellos se observó a una distancia de 10 km de centros urbanos. Esto sugiere que el tránsito vehicular local en esas zonas es más elevado y genera un impacto importante en la fauna, que no es cuantificado por el tráfico registrado en los peajes. En las zonas más afectadas, se sugiere desarrollar herramientas de mitigación de los atropellos, en un principio a través de cartelería, pero también mediante la colocación de pasos de fauna superiores o inferiores. Los modelos obtuvieron mayor acierto cuando se analizó de forma específica, sugiriendo que es adecuada la modelización por especie. Como perspectivas a futuro se pretende agregar otro tipo de variables, por ejemplo, variables de comportamiento de las especies y aplicar estos modelos para otras zonas de Uruguay. Este trabajo es una primera aproximación de modelización donde se observó que los atributos del paisaje antrópicos presentan importante relación con la dinámica de los atropellos.

CONTENIDO

1	Introducción.....	4
2	Hipótesis.....	11
3	Objetivos.....	11
3.1	Objetivo General	11
3.2	Objetivos específicos.....	11
4	Metodología.....	12
4.1	Área de Estudio.....	12
4.2	Registros de atropellos de mamíferos	12
4.3	Creación de la matriz con las variables elegidas para la mdoelización	13
4.4	Análisis espacial exploratorio	14
4.5	Análisis estadístico	14
5	Resultados.....	19
6	Discusión	34
7	Bibliografía.....	45
8	Anexo 1 – Variables utilizadas	51
9	Anexo 2 – Decrecimiento medio del índice de Gini	54
10	Anexo 3 – Mapas	57

1 INTRODUCCIÓN

En Uruguay existen 118 especies de mamíferos siendo de éstas 87 especies continentales (Grattarola *et al.*, 2016). Los mamíferos, a pesar de no encontrarse entre los grupos de vertebrados más diversos en términos de riqueza de especies, exhiben una gran diversidad morfológica y funcional (Feldhamer *et al.*, 2007). Estos, de hecho, constituyen uno de los grupos biológicos más significativos para el ser humano, tanto por sus funciones como por sus diversas formas de relacionamiento directo e indirecto con nuestra especie (Hickman, 2009). Los mamíferos medianos y grandes, constituyen comunidades muy ricas, con una gran variedad de grupos tróficos (Ahumada *et al.*, 2011). Tienen una gran importancia en la dinámica y mantenimiento de los ecosistemas (Dirzo *et al.*, 1991), pueden influir en la regeneración y recuperación de las selvas a través de la dispersión y depredación de semillas de numerosas especies vegetales; además, actúan como depredadores y presas, así como controladores biológicos de insectos (Bolaños *et al.*, 2001). Incluyen especies presa y depredadoras, carnívoras, herbívoras y omnívoras, así como también especies ingenieras (Feldhamer *et al.*, 2007). Los mamíferos grandes pueden ser indicadores de condiciones ecológicas y del estado de conservación de ambientes, aunque a veces, no son especies fáciles de contar o evaluar en su demografía. Sin embargo, los registros de presencia/ausencia de especies son útiles para caracterizar la integridad faunística en sitios con distinto grado de disturbio y para establecer esquemas de monitoreo de impactos antrópicos o del cambio climático (Navarro *et al.*, 2008).

Las actividades humanas han causado una severa crisis ambiental a escala mundial, que tiene en sus consecuencias más severas la pérdida de la biodiversidad (Ceballos *et al.*, 2010). La extinción de grandes mamíferos del Norte y Sudamérica ha sido considerada consecuencia del impacto del ser humano a través de la caza, la quema, la conversión del suelo y la matriz de la vegetación (Koch *et al.*, 2006). El proceso de modificación del entorno ambiental por actividades antropogénicas fue creciendo a medida que la civilización se expandió por todo el planeta (Ceballos *et al.*, 2015). Los impactos son mayores en general en los organismos de mayor tamaño corporal (Davidson *et al.*, 2009). La disminución de abundancia de mamíferos medianos y grandes produce cambios en la dispersión y depredación de semillas, la mortalidad de plántulas y el control de herbívoros; procesos que resultarán en una diferente configuración a la vegetación en el futuro (Rumiz, 2010).

La fragmentación o pérdida de hábitat y la falta de conectividad son los impactos que generan mayor pérdida de biodiversidad a nivel mundial (Dirzo *et al.*, 2003, Tellería *et al.*, 2013). La creciente demanda de tierra para cubrir las necesidades de alimentación y de obtención de productos forestales, sumadas a los efectos del crecimiento poblacional y su distribución desigual, han sido factores importantes en la alteración de los ambientes terrestres a nivel mundial. Esto ha provocado una disminución importante en las masas forestales, un cambio en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas y en la mayoría de los casos su fragmentación (Torres *et al.*, 2003).

La fragmentación ocurre cuando un hábitat 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 alta tensión u otra obra de infraestructura que divida el área (Primack, 1998). El proceso de la fragmentación o interrupción de hábitat puede producir consecuencias negativas dependiendo de la intensidad de la perturbación y del grado de aislamiento a que se someten los remanentes de vegetación. Así, podemos encontrar desde fragmentos que se presentan como manchones de vegetación natural rodeados por campos agrícolas, plantaciones y/o desarrollos urbanos, hasta los de menor intensidad, en donde se observa un mosaico de paisajes con diferentes grados de alteración (Harris, 1984).

Con la fragmentación se interrumpen o se alteran procesos biológicos de importancia para la continuidad de la evolución de los ambientes naturales, ya que, por un lado, se presenta una modificación y reducción de los hábitat naturales y, consecuentemente, una modificación del paisaje; y por otro, se experimenta una pérdida de la diversidad biológica regional (Diamond 1975, Harris 1984, Santos *et al.*, 2006).

La fauna silvestre, en particular los mamíferos, presentan diferentes niveles de sensibilidad a la alteración que dependen de sus requerimientos de espacio, de sus necesidades de alimentación y de su comportamiento (Velázquez, 1993). El enfoque a nivel de paisaje cada vez toma mayor relevancia como una herramienta de conservación (Forman *et al.*, 1986, Halffter 1996).

Una de las actividades antrópicas que genera fragmentación de hábitats es la construcción de carreteras y vías ferroviarias. Estas estructuras presentan diversos beneficios como, por ejemplo, generan conexión entre las personas y las ciudades permitiendo el movimiento de

personas y bienes (D'Amico, 2015). También permiten el desarrollo económico de un país, y son utilizadas como medio de control de su territorio (D'Amico, 2015). Con el correr del tiempo se ha incrementado el número de personas que utilizan las carreteras y de forma paralela hay un aumento en la probabilidad de accidentes con la fauna silvestre (D'Amico, 2015). La sociedad valora en general positivamente el desarrollo en las carreteras, sin embargo, dichas infraestructuras generan impactos directos e indirectos sobre los ecosistemas y su fauna asociada (Sánchez *et al.*, 2013). Estos impactos pueden ser directos, como el atropello, la fragmentación y/o pérdida de hábitat o modificaciones en la capacidad de dispersión de diversas plantas nativas o el establecimiento de especies invasoras en los bordes de las carreteras (Bager *et al.*, 2016). Entre los procesos indirectos, se pueden mencionar cambios en la hidrología y la geomorfología (Sánchez *et al.*, 2013). Entre los mamíferos, las especies de mediano y gran porte son las más afectadas por la infraestructura vial (Barri, 2010, Gottdenker *et al.*, 2001, Rosa *et al.*, 2004). Los efectos más visibles que ocasionan las carreteras sobre la fauna son, según su relevancia la fragmentación de hábitats, el atropello de animales, el efecto barrera, el efecto borde, la dispersión de especies exóticas, cambios en los microclimas y la contaminación por ruido (Benítez-López *et al.*, 2010).

Cuando se construye una carretera el área afectada de modo directo puede ser relativamente pequeña, sin embargo, además de la fragmentación de hábitat, genera dos efectos principales que amenazan la persistencia de las especies denominados el efecto barrera y el efecto de borde (Arroyave, 2006).

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. Se ha medido el efecto de las carreteras en las poblaciones de vertebrados en desiertos, pastizales, cultivos agrícolas y plantaciones forestales, y se ha encontrado que las mismas actúan como una barrera que inhibe a los animales para cruzar las mismas (George *et al.*, 2011). De acuerdo con, Goosem (1997) estos efectos se han demostrado en organismos diversos como renos, osos y anfibios en América del Norte y en Europa.

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. Diversos estudios comprueban, que disminuyen las densidades poblacionales del 60% de las especies que habitan en bosques y pastizales cerca de las rutas, respecto a su densidad en ambientes no modificados (Reijnen *et al.*, 1996).

El atropello de fauna es el impacto directo más fácil de reconocer en comparación con otros como fragmentación, el deterioro del ecosistema o cambios en el comportamiento de los animales, en especial porque constantemente en las carreteras se observan los cuerpos de los animales muertos (Torres *et al.*, 2003). El principal impacto del atropellamiento de animales se ve reflejado en la afectación de las poblaciones de las especies involucradas, sobre 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 *et al.*, 2004). Los mamíferos son los vertebrados más vulnerables al impacto de estas infraestructuras debido a que son especies que presentan una baja densidad, y tienen un área de acción muy amplia lo que lleva a que tengan que desplazarse a grandes distancias, aumentando la probabilidad de que sean afectados, directa e indirectamente, por las carreteras (Barri, 2010). Aunque en algunos casos estos efectos están subestimados ya que en algunos casos se dificulta reconocer la especie atropellada (Torres *et al.*, 2003).

Esta problemática también está registrada para otros grupos de animales, como para los reptiles, las especies de culebras, lagartos e iguanas, que al ser ectotérmicos requieren regular su temperatura corporal mediante la absorción de calor del medio, por lo cual se acercan a las carreteras atraídos por la radiación generada por el calor que acumula el asfalto, tanto en el día como en la noche y aumenta su probabilidad de atropellamiento (Cupul, 2002). Algunas aves 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, lo que aumenta la probabilidad de atropello

(Noss, 2002). También se ven amenazados los animales carroñeros como buitres, cuervos, coyotes y mapaches que se acercan a la vía para comer los animales atropellados (Noss, 2002).

Los estudios de los impactos de las carreteras sobre la biodiversidad se llevan a cabo desde hace varias décadas en el Hemisferio Norte, principalmente en los Estados Unidos, Canadá, algunos países europeos y Australia. En los Estados Unidos, el Centro de Investigación para la Vida Silvestre ha estimado que diariamente atropellan un millón de animales en todas las autopistas del país (Noss, 2002). Mientras que, en España se estima que mueren anualmente al menos 10 millones de animales; 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 en las rutas (Cupul, 2002). De estos trabajos surge que 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 (Arroyave *et al.*, 2006). Esto ha permitido un avance importante en esta temática y en la generación de estrategias de mitigación (Ford, *et al.*, 2007; Seiler *et al.*, 2006; Grilo *et al.*, 2009; Bowman *et al.*, 2010; D'Amico, 2015).

En las últimas décadas, la cantidad de estudios sobre los impactos de las carreteras ha aumentado considerablemente, lo que lleva al surgimiento de una disciplina llamada Ecología de Rutas. (D'Amico, 2015).

Se ha demostrado que los patrones paisajísticos han de ser considerados a la hora de evaluar la distribución espacial de los atropellos puesto que permiten identificar ambientes o zonas con elevadas tasas de siniestralidad. Diversos grupos faunísticos se encuentran ligados con cierta especificidad a determinados ecosistemas o usos de suelo adyacentes (Colino, 2011). Caracterizar los patrones espaciales mediante variables agrupadas en grandes categorías, es un método eficaz para reflejar los patrones paisajísticos como se realiza de forma rutinaria en trabajos de distribución de especies (e.g. Benito 2007; Mateo, 2011), en el cual las variables se agrupan en topográficas, climáticas o antrópicas. Este método está poco explorado en cuanto a la modelización de atropellos de mamíferos. Analizar las variables que determinan la prevalencia de atropellos en ruta se torna crucial para analizar la dinámica de las especies vulnerables y plantear eficientes medidas de gestión (Colino, 2011). Es necesaria la utilización de métodos basados en técnicas de

modelización que sean eficaces, para el entendimiento del impacto de las infraestructuras (Colino, 2011). Es importante para una correcta mitigación conocer cuáles son las zonas vulnerables en las rutas, que se definen como aquellas que tienen mayor probabilidad de que ocurra un atropello (Carvajal-Alfaro, 2010). Para la identificación de los tramos con mayor probabilidad de atropellos se han empleado diversas metodologías: comparación de la ocurrencia de atropellos con una distribución de Poisson (Malo *et al.*, 2004), la obtención de densidades de puntos en base al estimador de Kernel (Ramp *et al.*, 2005) o también clusters jerárquicos basados en el vecino más próximo. En el trabajo de Gomes y colaboradores (2009), realizaron una comparación entre ellas y señalaron que el procedimiento de Malo *et al.* (2004) logro los mejores ajustes.

Los datos ecológicos a menudo son de alta dimensión con interacciones no lineales y complejas entre variables, y con muchos valores ausentes entre las variables medidas (Cutler *et al.*, 2007). Los métodos estadísticos tradicionales no permiten el análisis eficiente de tales datos. En particular, los métodos estadísticos lineales, como los modelos lineales generalizados (GLM) pueden ser inadecuados para descubrir estos patrones y relaciones porque estas en general no se pueden expresar mediante ecuaciones lineales simples. En este sentido, algoritmos que pueden capturar la fuerte no linealidad de los datos aparecen como una opción útil (De'ath *et al.*, 2000).

En los últimos años, los ecólogos han comenzado a utilizar otros métodos no tradicionales basados en el principio de aprendizaje automático, en el cual, a partir de una muestra de aprendizaje, se busca construir una función con la cual, dada un nuevo vector de entrada X , se pueda predecir con cierto grado de certeza la variable $Y = f(X)$. Esta variable puede ser discreta y se le llama problema de clasificación o continua y es un problema de regresión (Bourel, 2012). Dentro de estos métodos los más utilizados son los árboles de clasificación (CART) y los bosques aleatorios (Random Forest), debido a su interpretación simple, alta precisión de clasificación y capacidad para caracterizar interacciones complejas entre variables (Breiman *et al.*, 1984; Prasad *et al.*, 2006; Hastie *et al.*, 2001).

Los árboles de clasificación (CART) son un algoritmo desarrollado por Breiman en 1984, en el cual se obtienen arboles de clasificación o regresión, mediante un método jerárquico divisivo. Para esto, se realizan una serie de divisiones binarias de los datos en subconjuntos los más homogéneos posibles (a partir de algún criterio), según diversas reglas de decisiones, hasta llegar a un árbol maximal donde se reparten todas las observaciones que

contiene en cada nodo terminal con una muy poca cantidad de datos. Aunque este algoritmo es muy inestable: una pequeña variación en el conjunto de los datos conlleva varias veces a un árbol totalmente distinto (Bourel, 2012).

Por otro lado, Breiman en 1996, crea la técnica de Bagging, la cual consiste en crear diferentes modelos usando muestras aleatorias con remplazo y luego combinar o ensamblar resultados. Es un método de agregación de modelos homogéneos que se basa en el voto mayoritario o el promedio según el caso. El método consiste en hacer varias remuestras del conjunto de datos iniciales y promediar las predicciones hechas por los distintos clasificadores (Prasad., *et al* 2006).

En el 2001 Breiman propone el algoritmo Random Forest (árboles aleatorios) el cual combina las técnicas de CART y Bagging. Este es un algoritmo predictivo que usa la técnica de bagging para combinar diferentes árboles individuales, en donde cada árbol es construido con observaciones y variables aleatorias. Los árboles que se obtienen son maximales, es decir que en este caso no se podan. En el caso de un problema de clasificación, la predicción de una observación hecha por Random Forest es la clase más votada entre las predicciones hechas por los diferentes árboles y en regresión se hace un promedio de los valores asignados (Bourel., *et al* 2018)

Se ha mostrado que Random Forest es uno de los algoritmos con mejores performances en los problemas de aprendizaje, en particular en aquellos que cuentan con una cantidad importante de variables explicativas (Bourel, 2012).

Los modelos Random Forest han sido ampliamente utilizados en campos tan diversos como la teledetección (Guhimre *et al.*, 2010), Genética (Cutler y Stevens, 2006), Ecología (Cutler *et al.*, 2007), Edafología (Schmidt *et al.*, 2008) e Hidrogeología (Baudron *et al.*, 2013). Se ha utilizado también para cartografiar el abandono a partir de imágenes de satélite (Wang *et al.*, 2015). Estos modelos matemáticos permiten describir y relacionar formalmente las variables y sirven para predecir la prevalencia de atropellos en zonas donde no se han realizado relevamientos. En la actualidad, a nivel mundial existen pocos trabajos de modelización de atropellos, mientras que en Uruguay no existen trabajos de este estilo, debido a que la temática de Ecología de Carreteras es relativamente nueva en el país. Es por esto que surge el interés de realizar este trabajo, para comenzar con los primeros aportes a nivel nacional sobre estos temas de gran interés a nivel mundial.

2 HIPÓTESIS:

La dinámica de los atropellos está influenciada principalmente por factores antrópicos, siendo el tránsito la variable explicativa más significativa.

HIPÓTESIS ALTERNATIVA:

Las variables ambientales (geográficas y climáticas) serán importantes a la hora de entender la dinámica de los atropellos, debido a que las especies se relacionan con el ambiente en el que habitan, teniendo mayor abundancia en zonas determinadas por las condiciones ambientales.

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GENERAL:

En este trabajo se plantea como objetivo general analizar la dinámica a nivel espacial de atropellos de medianos y grandes mamíferos en la Región Este de Uruguay y modelar explícitamente su relación con los atributos del paisaje.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

1. Identificar y describir cuáles son las zonas más relevantes con respecto al número de atropello de medianos y grandes mamíferos.
2. Identificar las variables determinantes del predominio de atropellos en ruta, que reflejan los atributos del paisaje. Analizar la relevancia de éstas según si pertenecen a grupos definidos como antrópicos, geográficos, climáticos.
3. Identificar las especies con mayor ocurrencia de atropellos y determinar cuáles son las variables con mayor incidencia.
4. Generar un modelo para predecir las zonas donde se registran mayor número de atropellos para la Región Este de Uruguay en función de las variables antrópicas, geográficas, climáticas.

4 METODOLOGÍA

4.1 ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio corresponde a la Región Este de Uruguay, la cual comprende los departamentos de Rocha, Canelones, Maldonado, Treinta y Tres, Lavalleja y Cerro Largo. En donde se recorrieron las rutas: 7, 8, 9, 15.

Esta región se caracteriza por presentar una gran heterogeneidad de ecosistemas y una alta biodiversidad de vertebrados. A esto hay que sumarle que se encuentran varias de las Áreas Protegidas del SNAP.

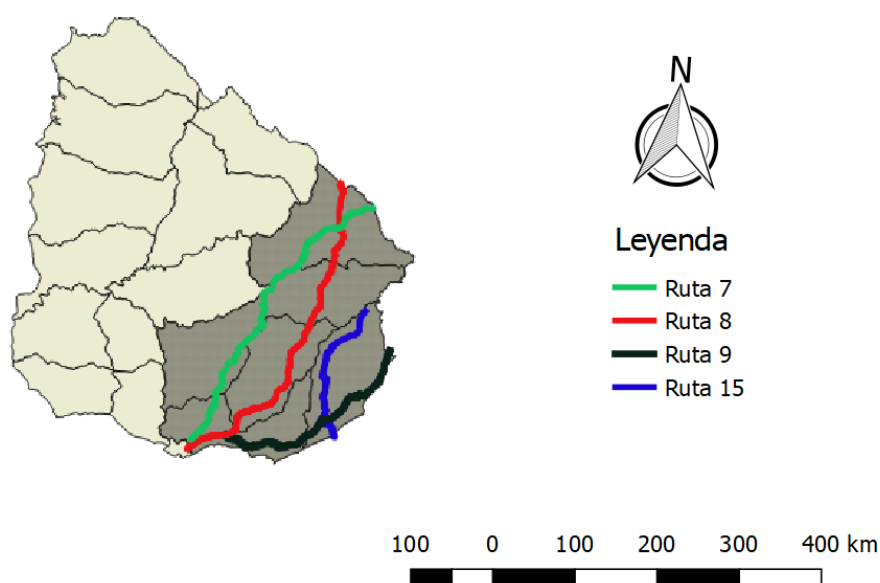


Figura 1. Área de estudio: Región Este de Uruguay, con las rutas registradas.

4.2 REGISTROS DE ATROPELLOS DE MAMÍFEROS

Los datos utilizados se tomaron de los registros de atropello de mamíferos en las rutas realizados por la ONG ECOBIO Uruguay, en la línea de investigación “Ecología de carreteras y biodiversidad” ejecutado entre 2015 y 2016 el mismo tiene como fin aportar a los planes de gestión y mitigación del impacto que generan las rutas en la biodiversidad de Uruguay.

Para la obtención de estos datos se organizaron salidas bimensuales abarcando las cuatro estaciones del año, donde se recorrió la ruta a una velocidad de 60km/h, con el fin de visualizar la totalidad de los individuos atropellados. En cada animal atropellado se detenía y se tomaban los siguientes datos: fecha, hora, coordenadas geográficas, especie, sexo, usos de suelo entre la carretera y el alambrado, usos de suelo después del alambrado, se

tomaban muestras de tejido, y fotografías. Finalizada la toma de datos se retiraba el animal de la carretera para no reiterar el registro.

Los datos recabados de este proyecto para el año 2015, se encuentran en una base de datos que se compone de 976 registros georreferenciados, de 17 especies de mamíferos, en 4 rutas de la Región Este, que abarcan 1295 kilómetros. En la misma se encuentra información del observador y la fecha del registro. Las especies registradas son: *Hydrochoerus hydrochaeris* (Carpincho), *Nasua nasua* (Coatí), *Didelphis albiventris* (Comadreja Mora), *Leopardus geoffroyi* (Gato Montés), *Mazama gouazoubira* (Guazubirá), *Galictis cuja* (Hurón), *Lepus europaeus* (Liebre), *Lontra longicaudis* (Lobito de Río), *Procyon cancrivorus* (Mano Pelada), *Leopardus wiedii* (Margay), *Dasypus hybridus* (Mulita), *Myocastor coypus* (Nutria), *Euphractus sexcinctus* (Tatú Peludo), *Dasypus novemcinctus* (Tatú), *Conepatus chinga* (Zorrillo), *Cerdocyon thous* (Zorro de Monte), *Lycalopex gymnocercus* (Zorro de Campo). De las cuales el Margay y el Coatí son especies prioritarias para el SNAP (González *et al.*, 2013). A continuación, se nombrará a las especies por su nombre común, para facilitar el entendimiento al lector.

4.3 CREACIÓN DE LA MATRIZ CON LAS VARIABLES SELECCIONADAS PARA LA MODELIZACIÓN

Las matrices con las variables explicativas temperatura, precipitación, evapotranspiración, radiación, humedad, pendiente, altura, características de suelo, usos de suelo, distancias (distancia a caminos, distancia a rutas, distancia a centros urbanos, distancia a ríos, distancia a costa), urbanización (Anexo 1) fueron cedidas de análisis realizados en el Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental del Territorio (LDGT-FCIEN). Las mismas estaban agrupadas en cuadrículas de 1 km² y fueron categorizadas en tres grupos climático, antrópico y geográfico (Anexo 1). Además, se agregó una variable con el número de ruta a partir de una capa vectorial de caminería y se creó una variable de tránsito promedio diario anual, con datos obtenidos del Sistema de información geográfica del Ministerio de Transporte y Obras Públicas.

Conjuntamente, se crearon variables de todas las especies de presencia y ausencia de atropello por cuadrícula, utilizando los registros de atropellos obtenidos en censos realizados en el año 2015 por ECOBIO Uruguay y se extrajeron los valores de las variables para cada registro, con el programa Qgis. Finalmente, se exportó la tabla de atributos del SIG a una

tabla en formato CSV la cual fue utilizada para entrenar y evaluar los modelos estadísticos utilizando el programa R. La matriz estaba compuesta de 58 variables (geográficas, climáticas, antrópicas) y 17 variables que corresponden a la presencia y ausencia de las especies atropelladas, para un total de 1546 cuadrículas de estudio, las cuales abarcan las rutas escogidas para el análisis.

4.4 ANÁLISIS ESPACIAL EXPLORATORIO

Para el análisis espacial se utilizó el programa Qgis, se realizaron los siguientes mapas:

- Distribución espacial de los datos.
- Ubicación espacial de los registros.
- Mapa de calor (representación gráfica de los datos, la cual usa la Estimación de Densidad de Kernel, de una capa de puntos de entrada. Ésta es calculada en base al número de puntos en una ubicación, de forma que un mayor número de puntos agrupados resulta en valores mayores y colores diferentes), con los registros de abundancia por cuadrícula.
- Usos de suelo del área para evaluar visualmente la relación de estos con los atropellos.

4.5 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para el análisis estadístico se utilizó el programa de código abierto y libre R (R-Core Team, 2019). Se realizaron análisis exploratorios de las variables (ej. histograma de la abundancia de atropellos por cuadrícula, relaciones entre variables, dependencia entre variables). El algoritmo escogido para realizar la predicción de atropellos fue el Random Forest (Breiman, 2001), utilizando el paquete Random Forest desarrollado por Liaw y colaboradores en 2002. Es un método que combina las predicciones de numerosos árboles, con el fin promediar diversos modelos con alta varianza, es decir cuando estos son sensibles a pequeñas variaciones en los datos de entrada, fluctuando en función de estos, pero aproximadamente imparciales, y con esto reducir la variabilidad de los árboles individuales (Breiman, 2001). Estos son contruidos utilizando un método de remuestreo (Bootstrap), que consiste en obtener muestras aleatorias con reemplazamiento de los datos originales (es posible incluir

el mismo dato varias veces), siendo esas muestras de igual tamaño N que el conjunto de datos original. Aproximadamente un tercio de los casos quedan fuera de la muestra de bootstrap y no se utilizan en la construcción del árbol. En cada nodo sólo un pequeño número de variables explicativas son escogidas al azar (ej. raíz cuadrada del número total) para determinar la mejor partición, esta se entiende como la división de un conjunto de datos en subconjuntos, con elementos distintos entre sí y además no vacíos. Las observaciones que no son sorteadas en las muestras bootstrap se llaman fuera de la bolsa (“out of bag”; OOB, Breiman, 2001).

Las particiones para generar los árboles se realizarán mediante la maximización de la pureza de los nodos hijos.

La homogeneidad se mide en términos de la pureza de los datos evaluados en la variable de salida y en nuestro caso de estudio, para un árbol de clasificación a partir del índice de Gini. Éste representa una “medida de la impureza” en este caso con el siguiente sentido, a mayor medida, mayor impureza según la fórmula:

$$G_m = \sum_{k=1}^K \hat{p}_{mk}(1 - \hat{p}_{mk})$$

Donde $\hat{p}_{mk}$ es la proporción de observaciones de entrenamiento en la región m que pertenecen a la clase k . Cuando $\hat{p}_{mk}$ es cercano a 0 o a 1 (el nodo contiene mayoritariamente observaciones de una clase), el término $\hat{p}_{mk}(1 - \hat{p}_{mk})$ es muy pequeño. Como consecuencia, cuanto mayor sea la pureza del nodo, menor el valor del índice Gini (James et al., 2013). Con este criterio, se escogen las particiones de los N árboles a construir buscando que la pureza aumente o se mantenga en los nodos hijos. El modelo final está compuesto por los T árboles generados en base a estos criterios y cada uno genera un voto para una determinada clase (Breiman 2001; Hastie et al 2009). La clase que recibe el mayor número de votos en el conjunto de los árboles es la seleccionada como predicción.

El método Random Forests permite una estimación de la importancia relativa de cada variable. La importancia media en pureza que aporta una determinada variable será medida mediante el índice de Ginni (i.e. el mismo utilizado para la construcción de los árboles). La importancia se construye en base a permutar las variables y evaluar su aporte a disminuir la impureza de las particiones con respecto a la variable original. Por ejemplo, permutar una variable importante hará que la misma no aporte a disminuir la impureza de los nodos hijos comparado con la variable original mientras que una variable poco importante, no mostrará grandes diferencias en su capacidad relativa para disminuir la impureza cuando es permutada.

Para analizar el desempeño general del modelo, se utilizaron las matrices de confusión que construye el algoritmo RandomForest basadas en los datos OOB que representan una estimación honesta de la performance del modelo. Además de la precisión general se evaluó la precisión de cada clase. Pues en casos desbalanceados provee de una evaluación más útil (Segura *et al.*, 2017).

		Predicción	
		POSITIVOS	NEGATIVOS
Observaciones	POSITIVOS	Verdaderos Positivos (VP)	Falsos Negativos (FN)
	NEGATIVOS	Falsos Positivos (FP)	Verdaderos Negativos (VN)

Figura 2. Representación esquemática de la matriz de confusión para un modelo genérico. En donde se ven las observaciones y predicciones posibles.

En donde:

- **VP** es la cantidad de *positivos* que fueron *clasificados correctamente* como positivos por el modelo.
- **VN** es la cantidad de *negativos* que fueron *clasificados correctamente* como negativos por el modelo.
- **FN** es la cantidad de *positivos* que fueron *clasificados incorrectamente* como negativos.
- **FP** es la cantidad de *negativos* que fueron *clasificados incorrectamente* como positivos.

En general la performance del modelo, es decir el total de aciertos, se calcula de la siguiente manera:

$$\text{Performance} = \frac{VP+VN}{VP+VN+FP+FN}$$

Se crearon dos tipos de modelos utilizando Random Forest de clasificación. Uno en la cual la variable de respuesta contenía dos clases en función de los registros de atropello: no hay atropello, es decir la abundancia es cero y la clase 1 para un atropello o más. El segundo tipo se evaluó la probabilidad de atropello de un solo organismo (0) vs múltiples atropellos (1) por celda. Además de los modelos globales, que combinan todas las rutas y especies, se realizaron modelos individuales para cada ruta. Se seleccionaron las rutas en donde el número de atropellos fue relevante, estas fueron: Ruta 7, Ruta 8, Ruta 9, Ruta 15. Las variables explicativas fueron las creadas en la matriz inicial. Para evaluar la calidad de los modelos se utilizó el estimador OOB del error global y de clasificación específica de cada clase.

En los casos que la proporción de clases estuvo desbalanceada, es decir cuando una clase de la variable respuesta se presenta en proporciones muy inferiores a la otra (Somet, 2017), el error de clasificación suele conllevar bajas tasas de acierto sobre las clases minoritarias (Chen *et al.*, 2004). Dentro de las estrategias más utilizadas están las relacionadas a la selección de los datos como: Muestreo en la clase mayoritaria ("Downsampling"), en la cual se hace una selección aleatoria de n casos entre los N de la clase mayoritaria, o Remuestreo en la clase minoritaria ("Upsampling"), en donde se toma una muestra aleatoria con reemplazamiento de tamaño N (lo que se conoce como muestra bootstrap) extraída del conjunto de los n casos de la clase minoritaria (Somet, 2017). Aun así, estas en varios casos no solucionan el problema, ya que da como resultado datos duplicados, haciendo que las variables parezcan tener una varianza más baja que la real. Otra estrategia consiste en utilizar umbrales de decisión alternativos. Las reglas de clasificación binaria como las que proporciona Random Forest se pueden definir mediante una expresión donde se compara la probabilidad estimada de pertenecer a la clase de interés con un punto de corte (pc), que suele ser 0.5. Se pueden utilizar otros puntos de corte que conduzcan a mayores valores para el acierto en la clase minoritaria (en general este acierto es la sensibilidad) (Somet, 2017). En estos casos se probaron técnicas de remuestreo y cambio de umbrales de decisión para evaluar el efecto del desbalance sobre el poder de clasificación.

Por último se seleccionaron las especies que contaban con más registros de atropello, el Zorrillo (*Conepatus chinga*), con 354 registros y el Zorro de campo (*Lycalopex gymnocercus*), con 159 registros. La variable de respuesta utilizada fue categórica con dos clases, siendo 1 para cuando hay atropello y 0 para cuando no lo hay. Las variables explicativas fueron las mismas que para los otros modelos.

Tabla 1. Resumen de todos los modelos realizados, indicando la zona elegida, la cantidad de cuadrículas, la variable de respuesta y por último el número de variables predictoras.

MODELO	ZONA	CUADRICULAS	VARIABLES	
			RESPUESTA	PREDICTORAS
M1	Todas las rutas de estudio	1546	Abundancia de atropellos. 1 si hay al menos 1 atropello 0 si no hay	58
M1- RUTA 7	Solo Ruta 7	477		58
M1- RUTA 8	Solo Ruta 8	506		58
M1- RUTA 9	Solo Ruta 9	336		58
M1- RUTA 15	Solo Ruta 15	227		58
M2	Todas las rutas de estudio	565	Multiples atropellos. 1 si hay mas de 1 atropello 0 si hay 1 atropello	58
M2- RUTA 7	Solo Ruta 7	71		58
M2- RUTA 8	Solo Ruta 8	242		58
M2- RUTA 9	Solo Ruta 9	175		58
M2- RUTA 15	Solo Ruta 15	77		58
ZORRILLO	Todas las rutas de estudio	1546	1 si hay atropello de Zorrillo, 0 si no hay	58
ZORROC	Todas las rutas de estudio	1546	1 si hay atropello de Zorro, 0 si no hay	58

5 RESULTADOS:

Se analizaron espacialmente los registros de atropellos para el área de estudio. (Figura 2)

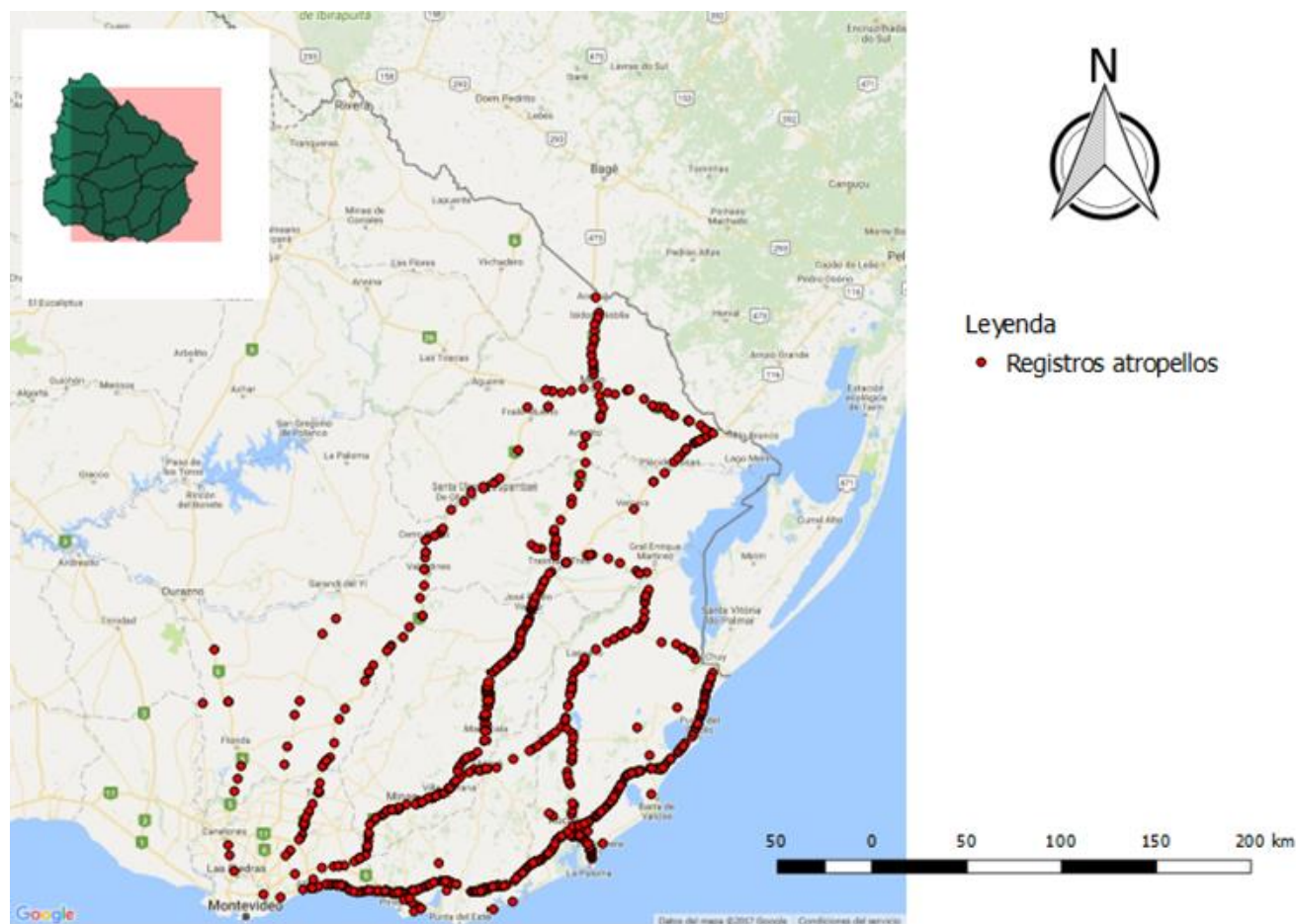


Figura 3. Ubicación de los registros de atropello para la Región Este de Uruguay.

La cantidad total de registros de atropellos fue: 976 individuos para el año 2015. Las especies encontradas fueron: Zorrillo (354), Zorro de campo (159), Zorro de Monte (148), Comadreja mora (127), Lobito de Rio (6), Mulita (56), Gato montés (45), Tatú (39), Liebre (30), Huron (21), Margay (17), Guazubirá (4), Nutria (3), Carpincho (1), Coati (1) y otros registros los cuales no se logró identificar la especie. Las rutas con mayor cantidad de registros son la ruta 9 (341) y la ruta 8 (299). En cuanto a la cantidad de individuos de una misma especie atropellados, la especie que se encontró mayoritariamente es el Zorrillo con 354 registros, el Zorro de Campo con 159 y el Zorro de Monte con 148 registros. (Figura 3). Relacionado a las especies prioritarias para el SNAP, el Margay es el que se muestra más afectado con 17 individuos atropellados, y por otro lado el Coati solo con 1 atropello.

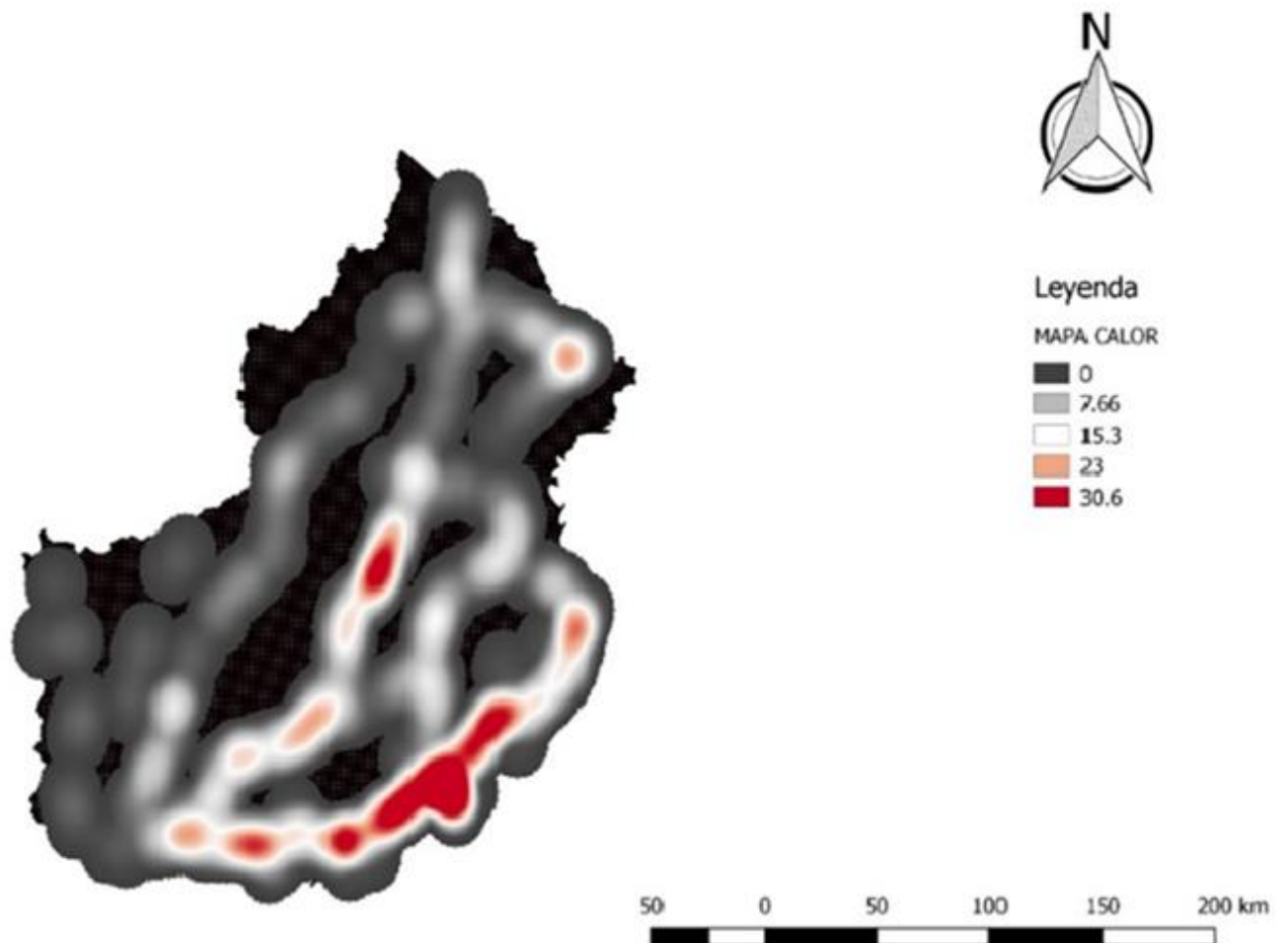


Figura 4. Mapa de calor de los datos de atropellos, para la región Este del país. En color rojo se muestran las zonas con mayor densidad de puntos.

A partir del mapa de calor se observa que hay mayor densidad de registros de atropellos en la ruta 9 (color rojo), y también en la ruta 8. Además, existe una zona con varios registros aislada cerca de la ciudad de Rio Branco, intersección de ruta 26 con 18. La ruta 7 es la que presenta menor densidad de atropellos. (Figura 4)

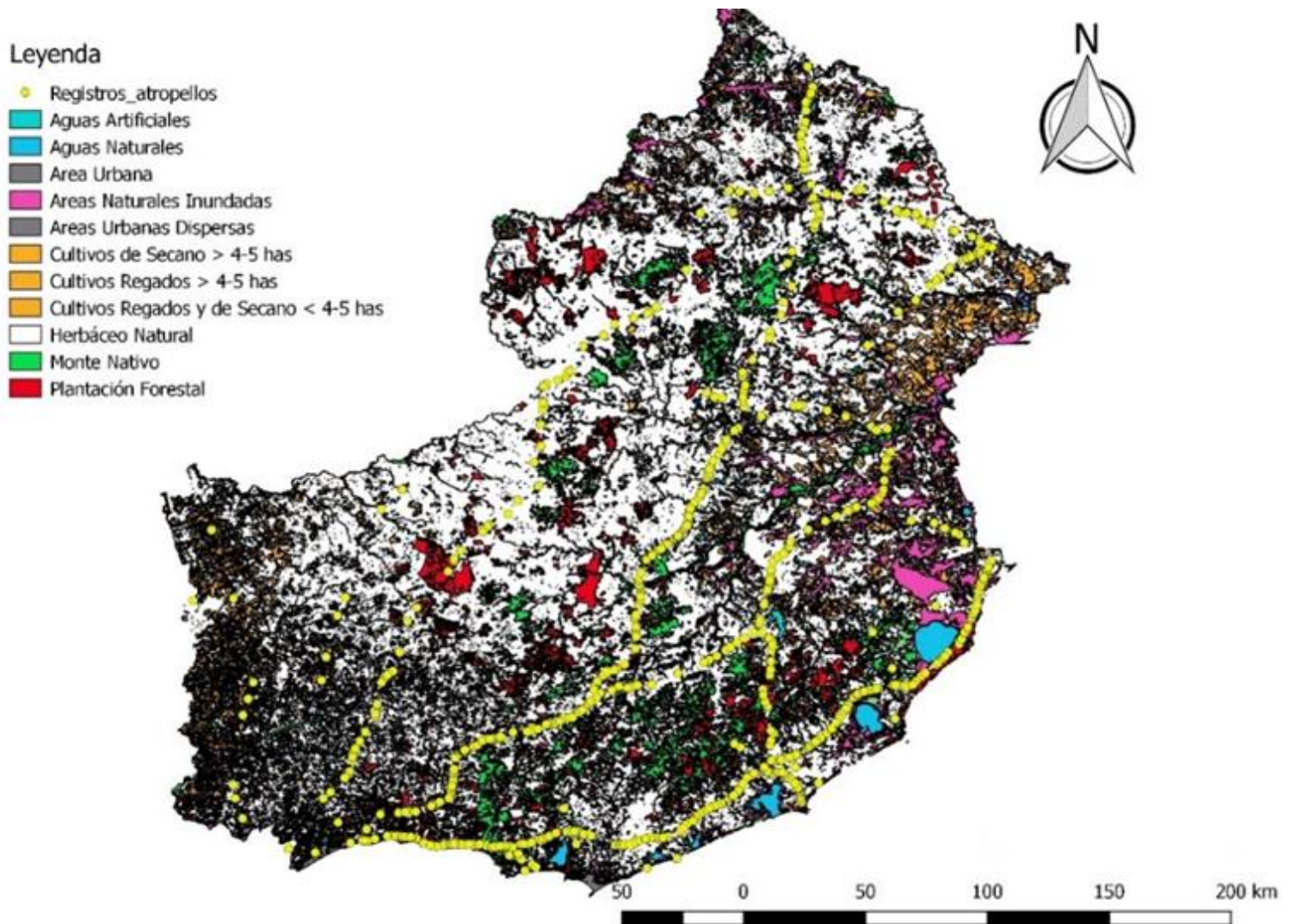


Figura 5. Usos de suelo para la Región Este del país, con los registros de atropello para la zona.

El uso predominante de suelo es “Herbáceo natural” (86 % de la superficie), esto es coherente ya que es el uso de suelo que encontramos en la mayor superficie de Uruguay, tanto en este uso como en los parches con monte nativo o forestación se encuentran registros de atropellos. Por otro lado, cerca de lagunas, se visualizan numerosos atropellos. En la ruta 7, es donde hay mayores distancias entre los registros de atropello. (Figura 5)

Análisis Estadístico

En el histograma de abundancia, de todas las cuadrículas distintas a cero, la moda es de 2 animales atropellados por cuadrícula mientras que el máximo es 12 animales por celda.

(Figura 6)

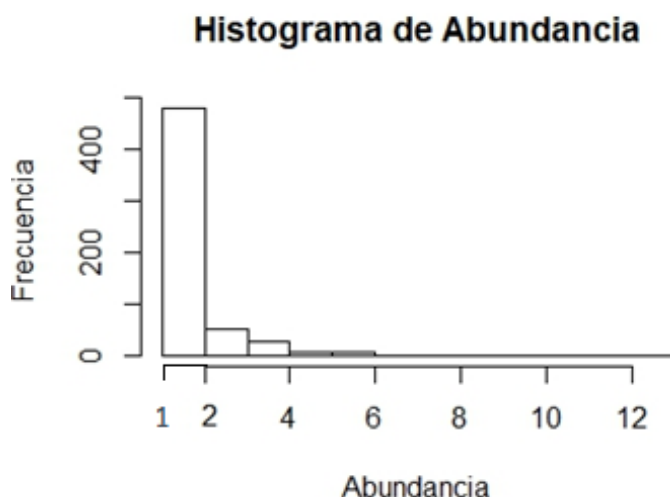


Figura 6. Número de organismos atropellados de cada especie de mamífero.

Tabla 2. Proporciones de los datos, para el modelo global y para cada una de las rutas con más registros (7, 8, 9, 15). Cantidad total de celdas utilizadas en el modelo de presencia/ ausencia (M1), proporción de celdas con atropello. Cantidad de celdas para el modelo de múltiples (M2) y proporción de celdas con más de un atropello

	Global	Ruta 7	Ruta 8	Ruta 9	Ruta 15
Cantidad de Celdas	1546	477	506	336	227
% Clase de Atropello (M1)	37%	15%	48%	52%	34%
Cantidad de Celdas	565	71	242	175	77
% + de 1 Atropello (M2)	46%	8%	42%	46%	27%

Con esto se observa que el set de registros es desbalanceado en cuanto a la cantidad de registros de atropello, siendo la clase de atropello la minoritaria. La muestra más balanceada para los registros es la Ruta 8, mientras que las más desbalanceadas son la ruta 7 y la ruta 15, es por esto que se realizaran medidas de corrección de los modelos. (Tabla 2)

Tabla 3. Resultados del Random Forest de clasificación del modelo Global (M1), y por rutas (se promediaron 500 árboles). El porcentaje de acierto es calculado como 1 menos el error OOB, los errores de clase fueron tomados de la matriz de confusión de cada modelo. Las variables se encuentran ordenadas de mayor a menor importancia. DU = Distancia a centros urbanos, DC = Distancia a los caminos, HTF = Humedad del trimestre más frío (Julio, Agosto, Setiembre), NDVI = Índice de vegetación de diferencia normalizada, ALT = Altura en metros sobre el nivel del mar, HAN = Humedad media anual, DCO = Distancia a la costa, CN = Porcentaje de superficie ocupada por campo natural, DP = Distancia entre registros, AGR = % ocupado por agricultura y campo artificial. La corrección de los modelos fue con la técnica de cambio de umbral para la clase minoritaria (1 atropello o más), el mismo se cambió a 0.7 (Corrección Ruta 7 y Ruta 15)

MODELOS	M1	M1-RUTA 7	Corrección R7	M1-RUTA 8	M1-RUTA 9	M1-RUTA 15	Corrección R15
%Acierto (1-OOB)	68.89	82.6	62.05	61.7	63.9	65.6	54,19
Matriz de Confusión							
% Error de Clase							
Atropello	47	97	67	38	74	78	44
No atropello	22	0.2	32	41	20	18	46
Importancia Variables							
1	DC	DC	DC	DC	DU	DC	DC
2	DU	ALT	NDVI	CN	DC	CN	CN
3	HAN	DU	DU	HAN	NDVI	NDVI	DU
4	DP	NDVI	CN	DU	CN	DU	NDVI
5	NDVI	DCO	AGR	NDVI	ALT	DP	DP
6	ALT	CN	DP	ALT	DP	ALT	ALT

El porcentaje de aciertos para el modelo M1 y sus variables fue superior del 60 % en los datos OOB. El modelo global que incluye todas las rutas tuvo un porcentaje de acierto del 68,89 similar a los modelos creados para cada ruta, a excepción de la ruta 7 la cual tuvo un porcentaje de 82,6 el más elevado de todos. En cuanto al error de clase para cada modelo, en la mayoría, la predicción de atropello tiene mayor error que la predicción sin atropello menos en la ruta 8, en donde el error es mayor para la clase sin atropello, pero por muy poca diferencia. Se probaron varias estrategias para mejorar las predicciones de los modelos, la más efectiva fue el cambio de umbral de predicción, esta corrección mejoró las predicciones

de la clase de atropello en las rutas 7 y 15, aunque aumentó el error del modelo. Es por esto que se continuará mostrando los resultados únicamente de modelos sin correcciones. (Tabla 3)

Respecto a la importancia de las variables se observa que para los cinco modelos y para las correcciones del modelo de la ruta 7 y 15, los resultados obtenidos son similares (Tabla 2). Las dos variables más importantes fueron distancia a caminos (DC) y distancia a centros urbanos (DU), las cuales corresponden al factor antrópico. Luego le siguen en importancia la altitud (ALT) (geográfica), índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) (climática), las cuales están en todos los modelos (Tabla 3).

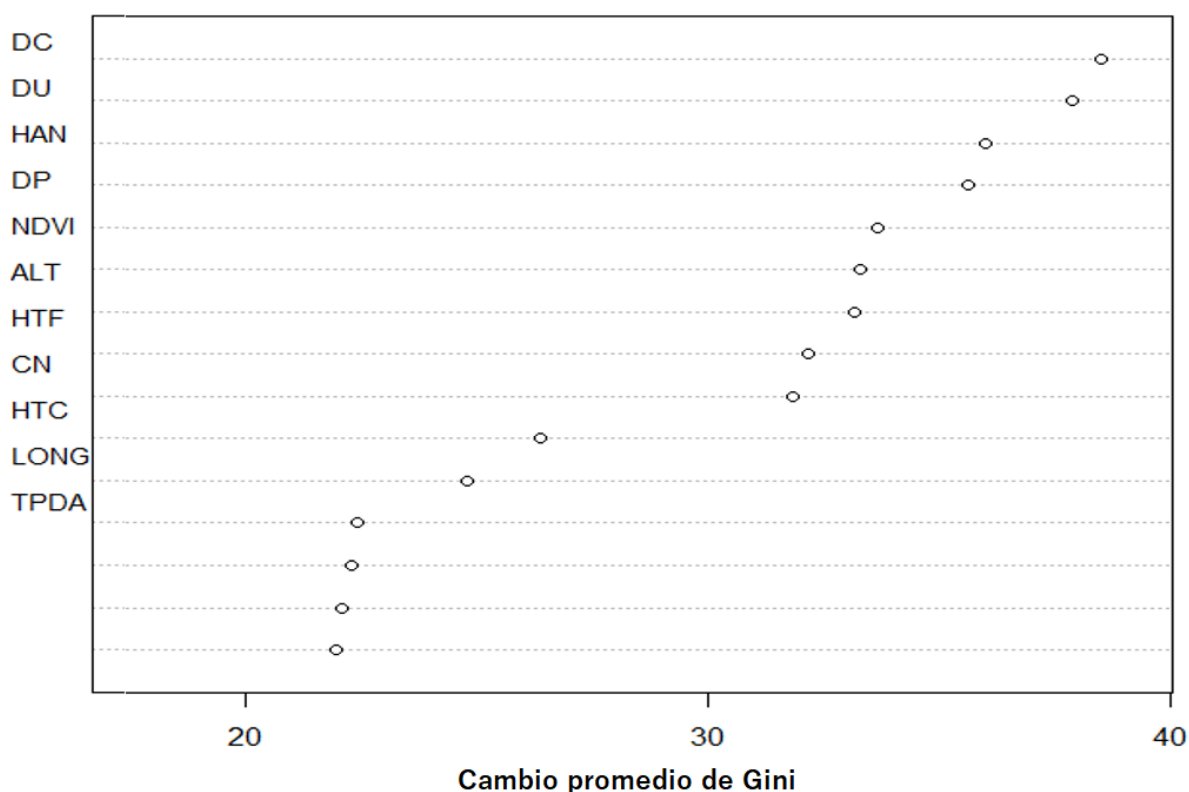


Figura 7. Importancia de las variables en orden de mayor a menor según el Índice de Gini. Para el modelo M1. DC = Distancia a los caminos, HTF = Humedad del trimestre más frío (Julio, Agosto, Setiembre), NDVI = Índice de vegetación de diferencia normalizada, ALT = Altura en metros sobre el nivel del mar, HAN = Humedad media anual, CN = Porcentaje de superficie ocupada por campo natural, HTC = Humedad del trimestre más cálido (Enero, Febrero, Marzo), LONG = Longitud, TPDA = Tránsito promedio diario anual, DU = Distancia a centros urbanos, DP = Distancia entre los registros

El grafico de las variables en relación al decrecimiento medio del índice de Gini, en la cual se observa la importancia de las mismas, se ve un quiebre luego de las 6 primeras. (Figura 7). En los individuales por ruta, se pueden ver diferentes patrones, para la ruta 8, 9 y 15 se observa un quiebre ya con la primera variable más importante lo que no ocurre para la ruta 7. En tres de las rutas (7,8,15) la variable más importante es DC, mientras que para la ruta 9 es DU (Distancia a centros urbanos). (Figura 8)

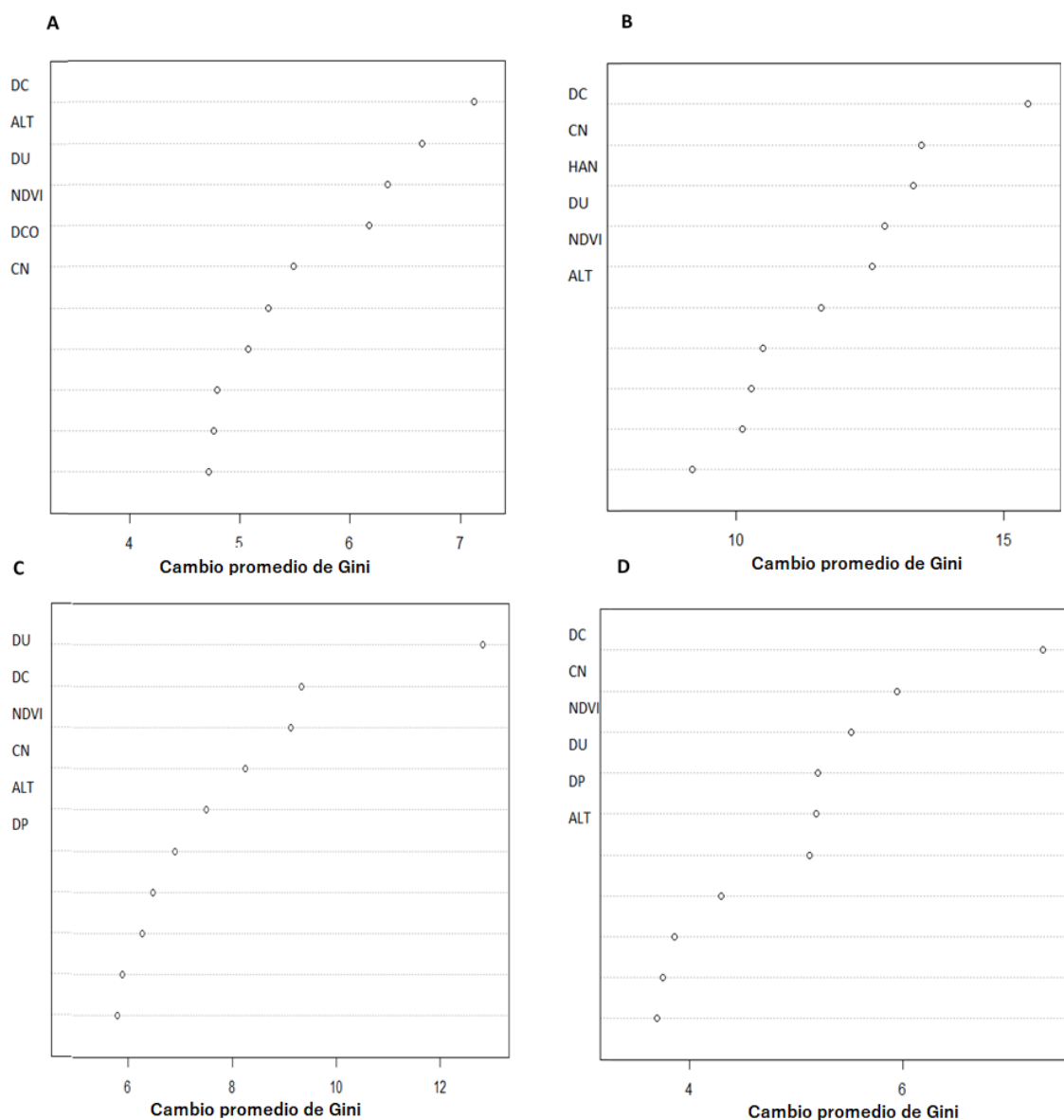


Figura 8. Importancia de las variables en orden de mayor a menor para: A – M1-RUTA 7, B – M1-RUTA 8, C – M1-RUTA 9, D – M1-RUTA 15. DU = Distancia a centros urbanos, DC = Distancia a los caminos, NDVI = Índice de vegetación de diferencia normalizada, ALT = Altura en metros sobre el nivel del mar, HAN = Humedad media anual, DCO = Distancia a la costa, CN = Porcentaje de superficie ocupada por campo natural, DP = Distancia entre registros.

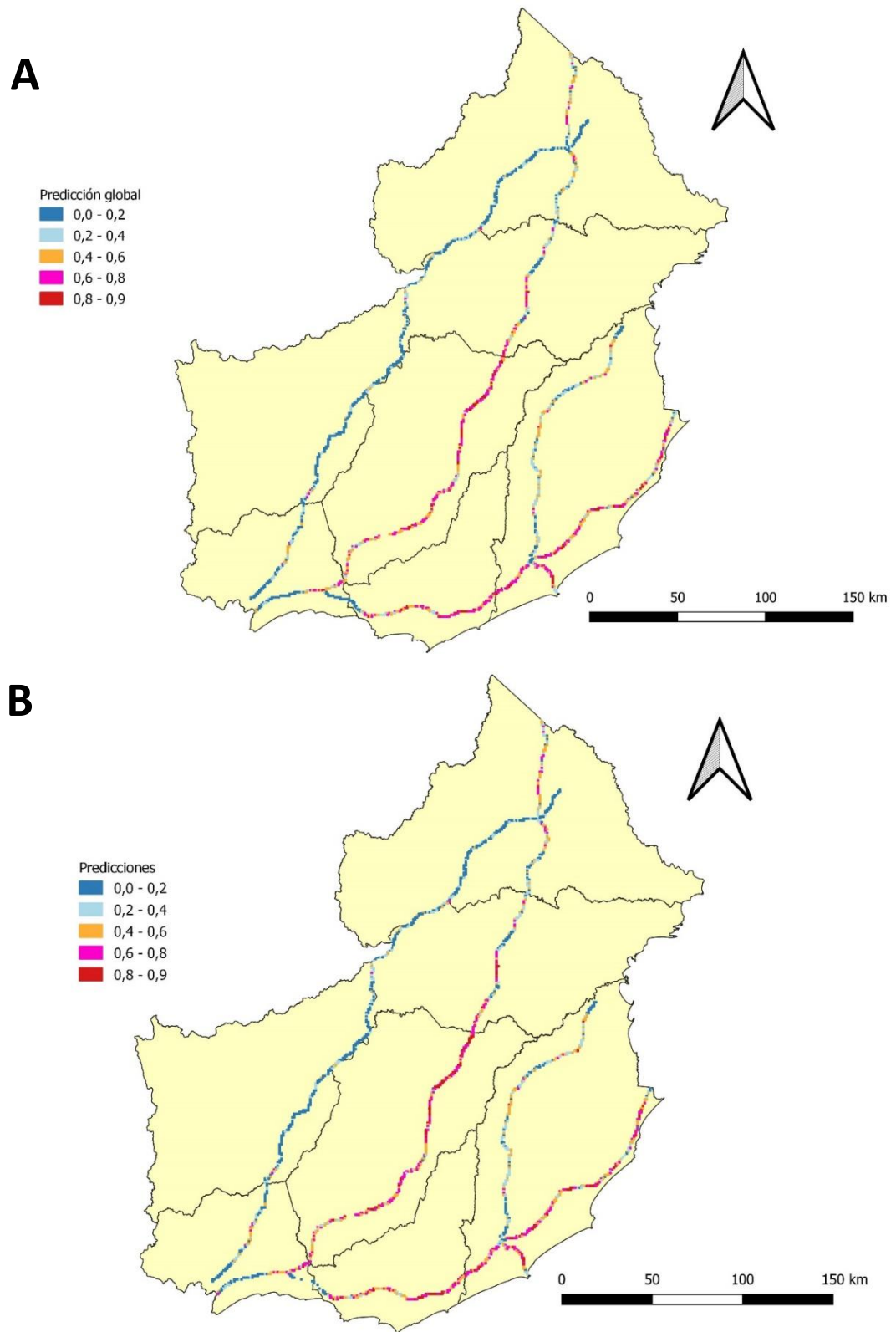


Figura 9. Mapa con el resultado de la predicción del modelo realizado con la variable de respuesta 0 para no atropello y 1 para atropello, para cada celda. A- M1 (Global), B- Modelos por rutas. Color rojo muestra mayor probabilidad de atropello, color celeste, menor probabilidad de atropello.

En los mapas creados con las predicciones de los modelos, se puede ver que es muy similar la probabilidad para el modelo global que para los modelos por rutas. En la ruta 9 y 8 es donde hay más probabilidad de atropello. (Figura 9)

Tabla 4. Resultados de Random Forest de clasificación del modelo Global (M2), y por rutas, para predecir celdas con 1 o más de un atropello. El porcentaje de acierto es calculado como 1 menos el estimador OOB, los errores de clase fueron tomados de la matriz de confusión de cada modelo. Las variables se encuentran ordenadas de mayor a menor importancia. DU = Distancia a centros urbanos, DC = Distancia a los caminos, NDVI = Índice de vegetación de diferencia normalizada, ALT = Altura en metros sobre el nivel del mar, PEND= Pendiente en porcentaje, HAN = Humedad media anual, HTF = Humedad del trimestre más frío (Julio, Agosto, Setiembre), HTC= Humedad del trimestre más cálido (Enero, Febrero, Marzo), CN = Porcentaje de superficie ocupada por campo natural, DP = Distancia entre registros, HEL= Helada media, RAD= Radiación solar global media.

MODELOS	M2	M2-RUTA 7	M2-RUTA 8	M2-RUTA 9	M2-RUTA 15
%Acierto (1-OOB)	68,67	88,73	65,7	62,86	66,23
Matriz de Confusión					
% Error de Clase					
Atropello	16	0.3	14	46	16
Más de 1 atropello	65	100	83	29	80
Importancia Variables					
1	NDVI	HAN	DC	DC	HAN
2	DC	NDVI	NDVI	CN	ALT
3	DU	CN	CN	NDVI	HTF
4	ALT	DR	ALT	ALT	DP
5	DP	HTC	PEND	DU	HEL
6	CN	DU	DU	RAD	RAD

Para el modelo M2 de múltiples atropellos y sus variables, en donde la variable de respuesta es la presencia de 1 o más de 1 atropellado, se puede observar que no hay una diferencia con las primeras modelaciones, ya que el porcentaje de acierto es similar. Se mantiene que en la matriz de confusión la clase con mayor error es la clase minoritaria, un atropello o más. En este caso los datos de la clase de más de un atropello tenían muy baja proporción con respecto a las celdas utilizadas para el modelo, las medidas de corrección no disminuyeron

el error de predicción de la clase de más de un atropello, es por esto que no se incluyeron en los resultados. (Tabla 4)

Las variables más importantes son similares que en la modelización de presencia/ausencia (Figura 10, 11)

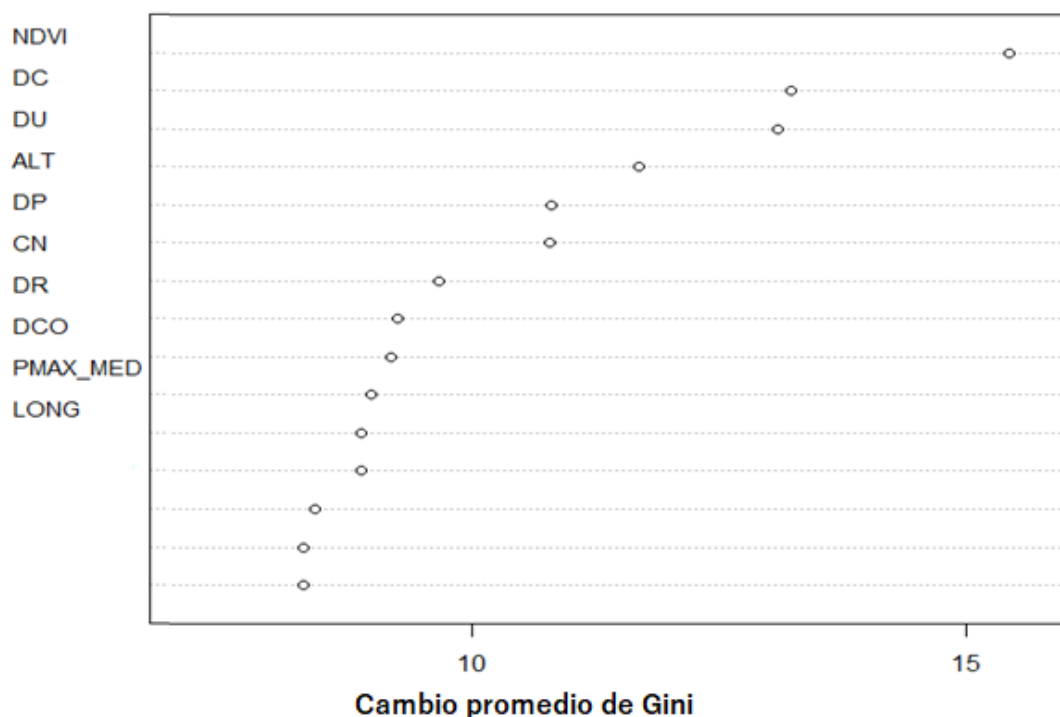


Figura 10. Importancia de las variables en orden de mayor a menor según el Índice de Gini. Para el modelo M2 (múltiples atropellos). DU = Distancia a centros urbanos, DC = Distancia a los caminos, NDVI = Índice de vegetación de diferencia normalizada, ALT = Altura en metros sobre el nivel del mar, DP= Distancia entre los registros, DR = Distancia a ríos, PMAX_MED = Precipitaciones máximas medias, CN = Porcentaje de superficie ocupada por campo natural, LONG = Longitud.

En el gráfico de las variables en relación al decrecimiento medio del índice de Gini, para el modelo global de múltiples atropellos, se observa un quiebre en la primera variable, siendo esta NDVI. Seguida de esta se encuentra al igual que las modelizaciones anteriores como más importantes DC y DU. (Figura 10)

En los gráficos por ruta, en la ruta 8 se observa un quiebre en la primera variable, siendo esta DC. La ruta 15 es el único caso en donde no se encuentra dentro de las 6 variables más importantes, DC o DU. (Figura 11)

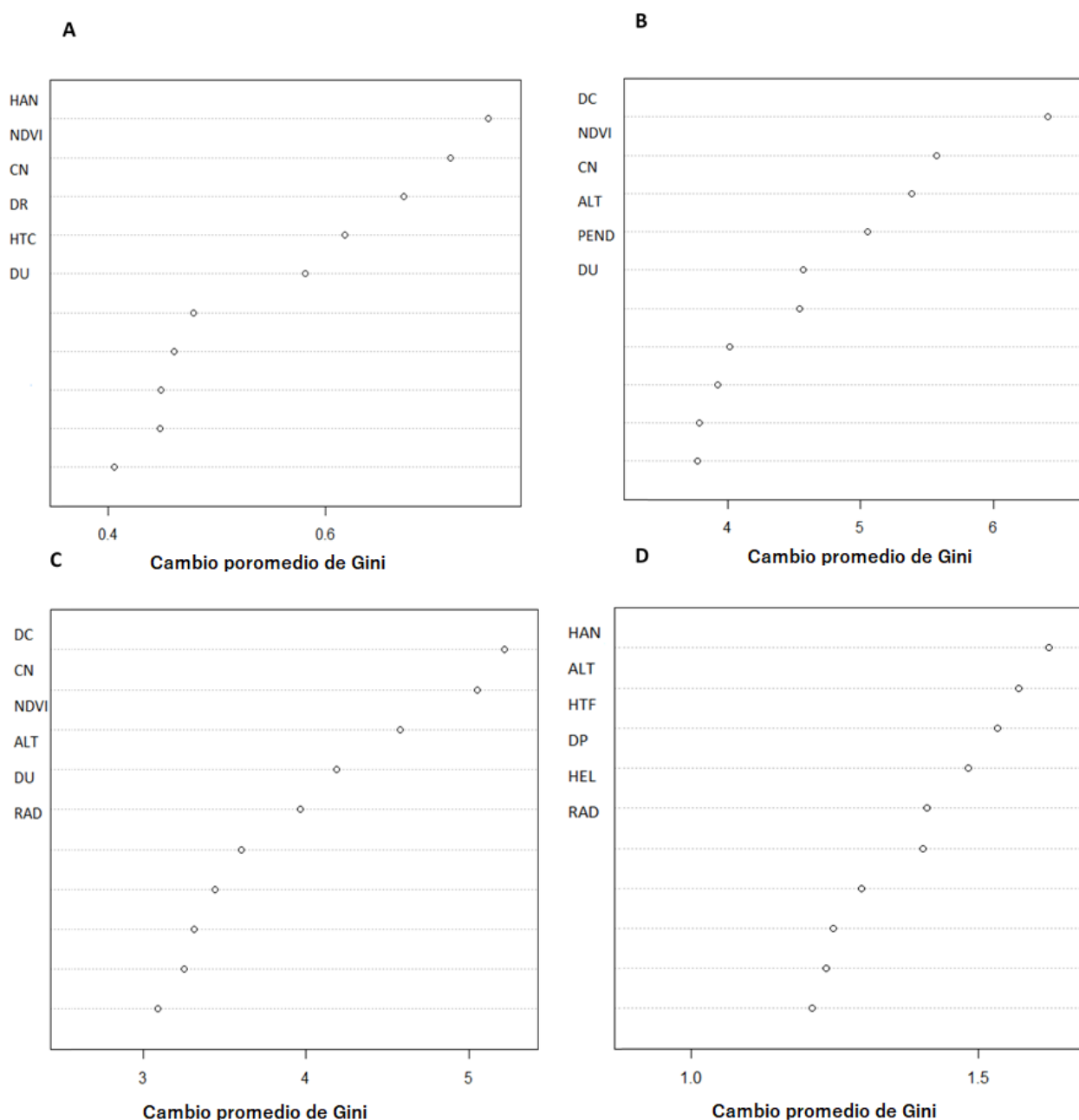


Figura 11. Importancia de las variables en orden de mayor a menor para: A –M2-RUTA 7, B – M2-RUTA 8, C – M2-RUTA 9, D – M2-RUTA 15, para la variable de respuesta en donde la clase 1 es 1 atropello y la clase 2 es más de un atropello. DU = Distancia a centros urbanos, DC = Distancia a los caminos, NDVI = Índice de vegetación de diferencia normalizada, ALT = Altura en metros sobre el nivel del mar, PEND = Pendiente en porcentaje, , HAN = Humedad media anual, HTF = Humedad del trimestre más frío (Julio, Agosto, Setiembre), HTC= Humedad del trimestre más cálido (Enero, Febrero, Marzo), DR = Distancia a rios, CN = Porcentaje de superficie ocupada por campo natural, DP = Distancia entre registros, RAD= Radiación solar global media, HEL= Helada media

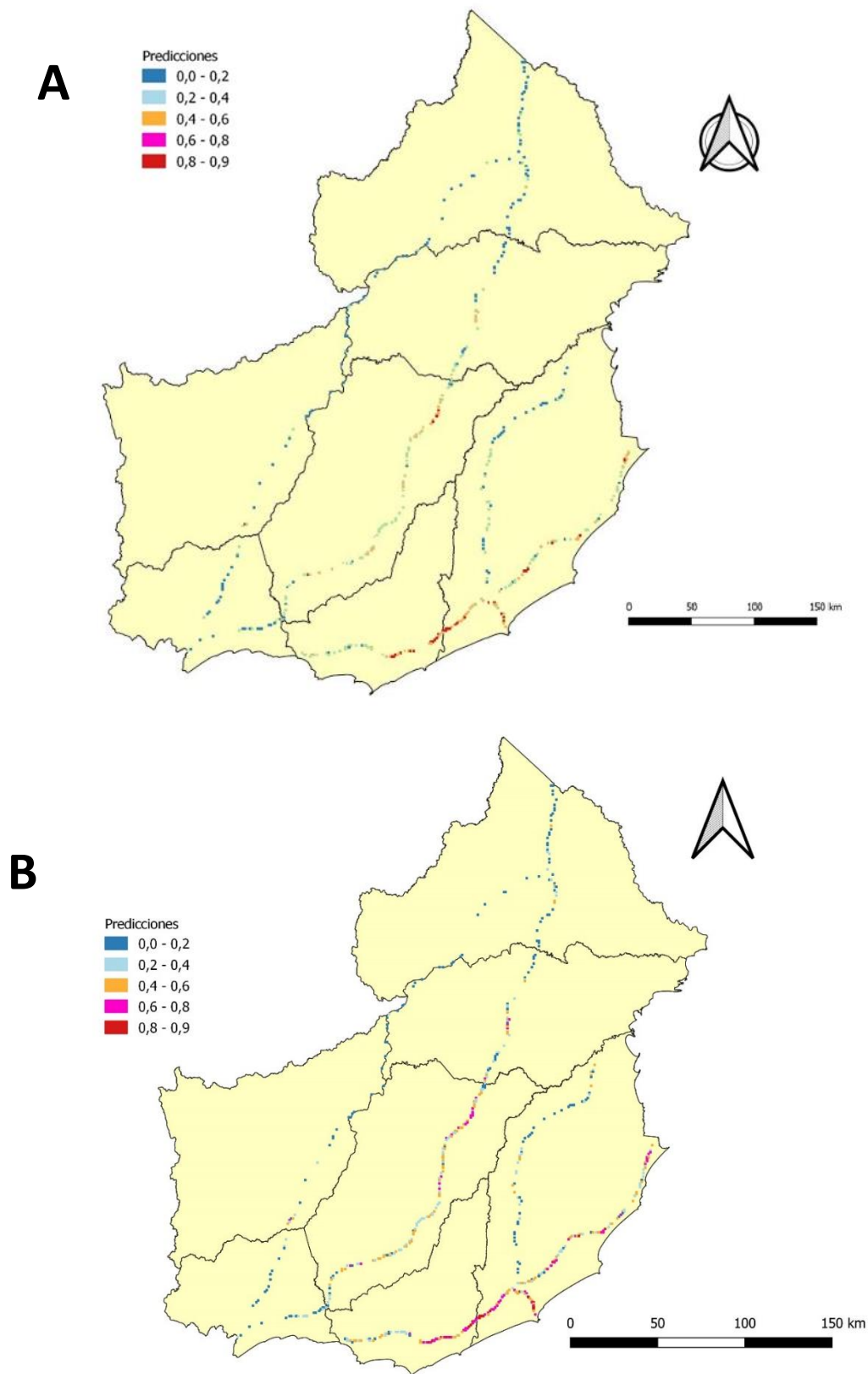


Figura 12. Mapa con el resultado de la predicción del modelo, con la variable de respuesta en donde la clase 1 es 1 atropello y la clase 2, más de 1 atropello, para cada celda. A- Modelo Global, B- Modelos por rutas. Color rojo, mayor probabilidad de encontrar múltiples atropellos, color celeste, menor probabilidad de encontrar múltiples atropellos.

En los mapas de los modelos de múltiples atropellos no se ven diferencias entre el modelo global y el modelo por rutas. Si se observan diferencias con respecto a las modelizaciones de presencia o ausencia. Igualmente, la ruta con mayor probabilidad de atropello sigue siendo la ruta 9 y la ruta con menor probabilidad la 7. (Figura 12)

A continuación, se muestran los resultados obtenidos para las especies con más números de atropello, Zorrillo y Zorro de campo.

Tabla 5. Resultados de Random Forest de clasificación para el modelo de la especie Zorrillo (*Conepatus chinga*) y Zorro de campo (*Lycalopex gymnocercus*). El porcentaje de acierto es calculado como 1 menos el estimador OOB, los errores de clase fueron tomados de la matriz de confusión de cada modelo. Las variables se encuentran ordenadas de mayor a menor importancia. DU = Distancia a centros urbanos, DC = Distancia a los caminos, NDVI = Índice de vegetación de diferencia normalizada, ALT = Altura en metros sobre el nivel del mar, HAN = Humedad media anual, CN = Porcentaje de superficie ocupada por campo natural, LONG: Longitud.

Especie	Zorrillo	Zorro
%Acierto (1-OOB)	82,02	88,08
Matriz de Confusión		
% Error de Clase		
Atropello	82	93
No atropello	0.5	0.2
Importancia Variables		
1	DU	DC
2	DC	NDVI
3	NDVI	ALT
4	CN	DU
5	ALT	CN
6	HAN	LONG

El porcentaje de acierto de los modelos, fue por encima de 80 %, teniendo una mayor precisión para el Zorro de Campo. Las predicciones tienen un mayor error para la clase de atropello, al igual que en las otras modelizaciones, la clase minoritaria. Se realizaron estrategias de corrección para aumentar los porcentajes de predicción, los valores no mejoraron, posiblemente por la poca cantidad de datos. (Tabla 5)

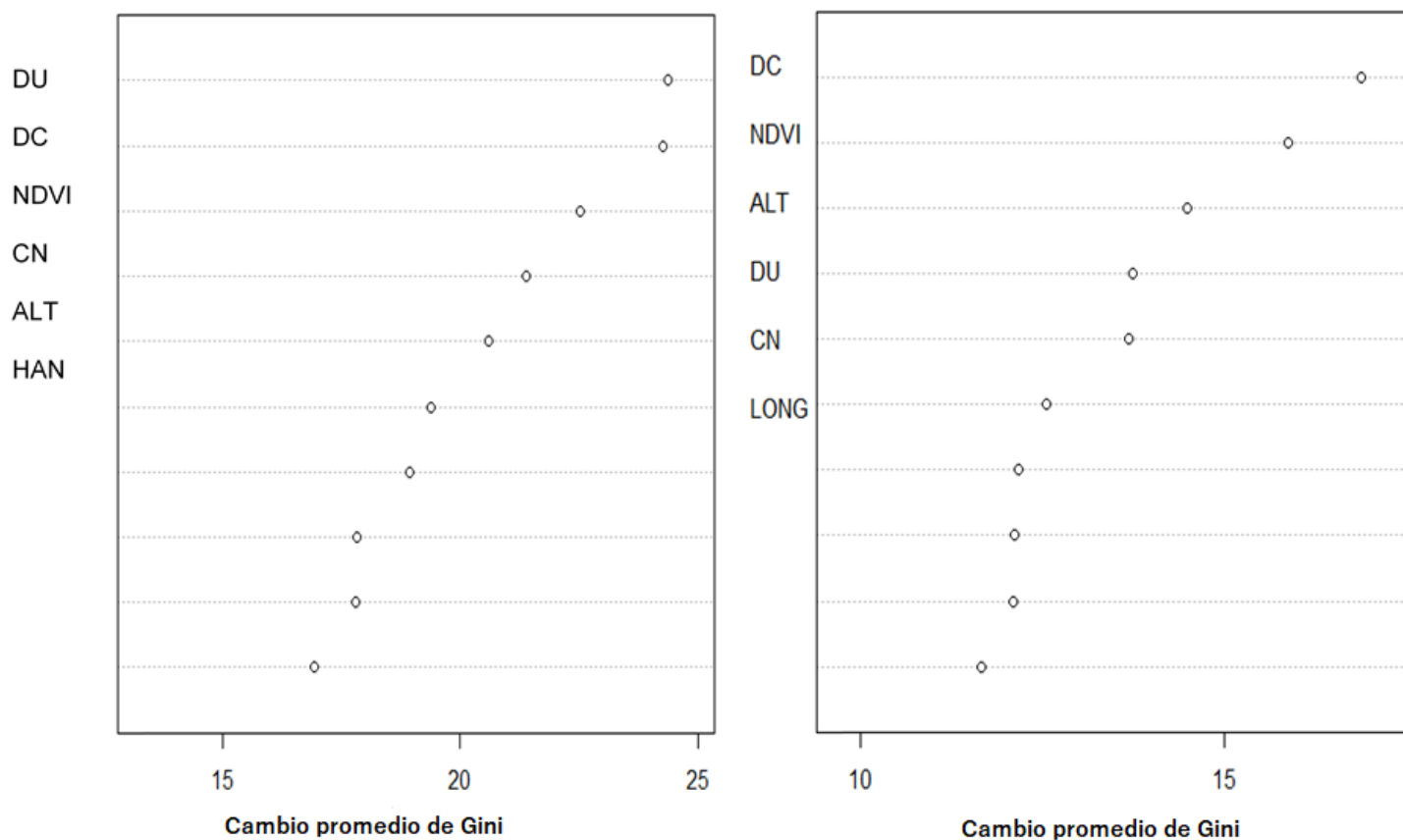


Figura 13. Importancia de las variables en orden de mayor a menor para: A – Zorrillo, B – Zorro de Campo, para la variable de respuesta en donde la clase 1 es 1 atropello y la clase 2 es ausencia de atropello. DU = Distancia a centros urbanos, DC = Distancia a los caminos, NDVI = Índice de vegetación de diferencia normalizada, ALT = Altura en metros sobre el nivel del mar, CN = Porcentaje de superficie ocupada por campo natural, LONG: Longitud, HAN: Humedad media anual.

En relación a los gráficos de importancia de variables en según el decrecimiento medio del índice de Gini, las variables más importantes fueron DC y DC, dos variables antrópicas, luego le sigue NDVI, índice de vegetación normalizada, ALT, altura y CN, campo natural, todas ellas geográficas. Todas ellas similares a las modelizaciones anteriores. (Figura 13)

En la mayoría de los modelos las variables más importantes fueron la distancia a centros urbanos y la distancia a caminos, a continuación, se muestran los gráficos correspondientes de estas y su relación con la abundancia de organismos atropellados.

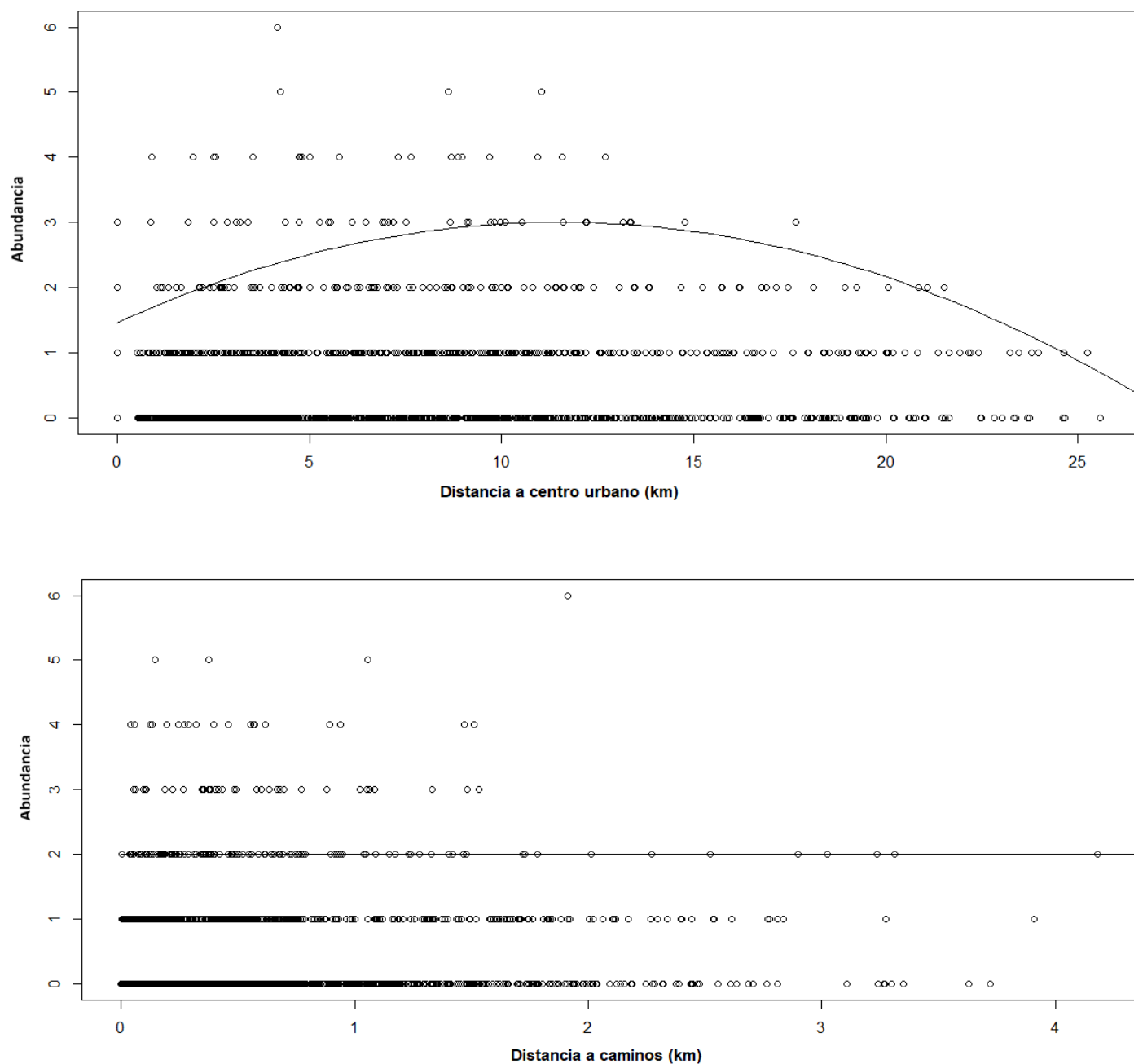


Figura 14. Relación de la Abundancia de organismos atropellados con la variable Distancia a centros urbanos en el primer gráfico y en el segundo con la variable Distancia a caminos. Cada punto corresponde a una cuadrícula de 1km².

Se observa que para la variable Distancia a Centros urbanos, la relación se ajusta a una parábola positiva con un máximo. Cerca de los centros urbanos la abundancia de atropellos es baja, hasta que llega a una distancia en donde es máxima, pasando esta distancia la abundancia disminuye. Es decir, para una distancia determinada a los centros urbanos es donde se llega a la mayor abundancia de atropellos por cuadrícula, entre 3 y 4. Por otro lado, las mayores densidades de puntos son de celdas con 0,1 y 2 atropellos y se encuentran cerca de los centros urbanos. (Figura 14) En relación a la variable Distancia a Caminos, no se obtuvo ningún modelo que se ajustara correctamente a los datos, es por esto que no se utilizará para la discusión. (Figura 14)

6 DISCUSIÓN

Los resultados muestran que es posible predecir la ubicación de los atropellos de animales en la Región Este de Uruguay, e identificar las variables asociadas a este problema. Se obtuvo un buen resultado para una primera aproximación con modelos de bosques aleatorios de clasificación en la temática, siendo que estos mostraron un porcentaje de acierto mayor a 60%. Esto demuestra que las rutas tienen un efecto relevante para la biodiversidad de mamíferos medianos y grandes (Cáceres *et al.*, 2008) que es posible predecir. Estas predicciones podrían usarse para la futura generación de medidas de mitigación con el fin de minimizar el problema del atropello de fauna silvestre, generando un aporte al problema de pérdida de biodiversidad.

El número de animales atropellados para la Región Este de Uruguay para el año 2015 fue de 976 registros, perteneciente a 17 especies de mamíferos, la mayoría de especies medianas y grandes registradas para Uruguay. Entre ellas, especies prioritarias para la conservación, como el Margay y el Coati. Las especies más afectadas en número de atropello, son el Zorrillo y los Zorros, esto puede deberse a la gran abundancia de estas especies en Uruguay (González, 2001). En especies de mamíferos cuyas poblaciones se encuentran muy reducidas como por ejemplo el Margay (González *et al.*, 2013), existe evidencia que señala que para mantener su viabilidad poblacional es tan o más importante que la restauración del hábitat, reducir los factores de riesgo de mortalidad producidos causas antrópicas, como es el caso de los atropellos en rutas (Ferrerías *et al.*, 2001; Kerley *et al.*, 2002). Por su parte, en el caso de aquellas especies de mamíferos con mayores

densidades y distribución regional (Zorrillo, comadreja común), el efecto barrera que provocan las rutas sumado a la fragmentación del hábitat podría incrementar el aislamiento entre sus poblaciones (Strasburg, 2006). Los resultados de las especies afectadas por los impactos generados por el atropello en las rutas, confirman que las colisiones de vehículos con animales salvajes son un problema grave que justifica la aplicación generalizada de medidas de mitigación (Malo 2004).

Variable transito

En la Región Este de Uruguay, la Ruta 9 es la que presenta mayor número de atropellos. Esto puede deberse a que la misma es una ruta muy transitada en la región, que conecta localidades importantes, lo cual genera un alto flujo de vehículos en la mayor parte del año. Además, hay que sumar el aumento de tráfico que ocurre en temporada alta, y por otro lado el estado que tiene la ruta, que permite que los vehículos transiten a mayores velocidades, con respecto a la ruta 7 u 8 que tienen un estado de conservación regular. Por otro lado, se puede decir que el atropello de mamíferos seguramente está relacionado con la estacionalidad, en verano al haber más tránsito por las actividades turísticas se genera mayor probabilidad de atropello de individuos. Por lo tanto, el flujo de vehículos no es constante durante todo el año, más que nada en las rutas 9 y 15. A su vez la ruta 8 tiene menos localidades turísticas que la 9 generando que el tránsito por esta no sea totalmente estacional, si no que más constante en todo el año.

Las áreas de mayor número de atropello, se dan en tramos de las rutas 9 y 8, y cerca de áreas protegidas como Cerro Verde, Laguna de Rocha y Laguna Garzón (Anexo 3) . El número de atropellos elevado cerca de estas áreas, podría ser deberse a que uno de los objetivos de las mismas es la conservación de la biodiversidad lo que se esperaría un aumento en la abundancia poblacional de la fauna funcionando como centros de dispersión de especies lo que a su vez generaría un aumento en la probabilidad de atropello. También podría deberse a que estas áreas están cerca de centros urbanos importantes lo que conlleva un tránsito elevado lo que aumenta la probabilidad de atropello. Sin embargo, para afirmar esto es necesario realizar estudios que analicen las áreas protegidas y como la biodiversidad dentro de las mismas evoluciona con el tiempo de manera de implementar medidas de mitigación. Esto sugiere que es necesario generar medidas de mitigación para estas zonas. Existe una gran variedad de medidas de manejo para mitigar el impacto causado por las carreteras a la fauna. En la mayoría de los casos las más efectivas

estudiadas hoy en día son los pasos de fauna superiores o también llamados “Ecoductos”, para especies de mamíferos (Aizpurúa, 2010; Arroyave *et al.*, 2006). Los pasos superiores, incluyen todos los pasos que cruzan las carreteras por encima del nivel del tránsito, siendo puentes que son parte del paisaje o segmentos de la carretera que forma un túnel para pasar por debajo del suelo (Clevenger *et al.*, 2011). Sin embargo, éstas han sido implementadas en algunos países como Alemania, Canadá, Francia, Suiza y los Países Bajos, donde además se han hecho esfuerzos de seguimiento para verificar su efectividad (Arroyave *et al.*, 2006). En la actualidad países de América también se han sumado a esta iniciativa empezando a realizar estudios para colocar posibles pasos de fauna en determinadas rutas, como Costa Rica o Brasil, en donde se está llevando a cabo la construcción de un puente de fauna superior, así como en Argentina (Varela, 2015). 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. Estas medidas generalmente tienen un alto costo, es por esto que se deben estudiar las posibles zonas de colocación, ya que su efectividad depende del tipo de especie que se encuentre en la zona, ubicación, tamaño y forma (Matthews *et al.*, 2015). Las medidas de mitigación orientadas a influir sobre el comportamiento de los conductores han tenido resultados ambiguos (Huijser *et al.*, 2008, Huijser *et al.*, 2010). Estas medidas van desde difusión pública y educación hasta varios tipos de cartelería como de peligro permanentes, de peligro estacionales, sistemas de detección de animales que alertan a los conductores sobre la presencia de animales en el camino en tiempo real, y medidas que aumentan la visibilidad de los conductores. No se ha podido demostrar que la cartelería convencional y la cartelería con tecnología avanzada (como letreros con luces y flashes o con mensajes dinámicos) modifican significativamente el número de atropellos (Pojar *et al.*, 1975, Rogers 2004, Meyer 2006). Igualmente, estas medidas son más económicas y suelen ser necesarias para informar a los conductores y alertar que pueden cruzar animales. Los pasos subterráneos para fauna silvestre son cruces contruidos como una conexión por debajo del nivel del tránsito, que van desde túneles amplios hasta alcantarillas de diámetro corto (Clevenger *et al.*, 2011). Aunque están típicamente diseñados para el paso de vehículos por humedales o cañones profundos (no para el desplazamiento de fauna silvestre), los puentes amplios, viaductos, y calzadas pueden ser cruces ideales para el paso de animales, particularmente para animales que prefieren desplazarse cerca del agua o por

vegetación riparia. Los viaductos y estructuras similares proporcionan una mejor vinculación entre hábitats y son más aptos para una gran cantidad de especies que otros tipos de pasos subterráneos (Iuell, 2003).

Estas áreas de alta probabilidad de atropello pueden ser difíciles de detectar para las especies con poca representación, por ejemplo, para las que presentan una baja densidad, como el caso de las especies prioritarias para la conservación, como el Margay o el Coati, en Uruguay. Sin embargo, incluso si hay muchos atropellos de la misma especie, pero están distribuidas uniformemente a lo largo del camino (es decir, no concentradas), también sería complejo la determinación de áreas más afectadas, es por esto que se recomienda utilizar varias especies para la identificación de zonas más afectadas (Ascensão, *et al.*, 2017). En nuestro trabajo se observan áreas de color rojo en donde la probabilidad de atropello es mayor, esto permite determinar las zonas más afectadas por el atropello, incluyendo todas las especies. Además, se pondrían hacer los modelos por especie para hacer una determinación más precisa de estas áreas, según la especie de interés.

Las 10 variables más importantes relacionadas con el número de atropellos, fueron similares para el modelo global de presencia/ausencia, el de múltiples atropellos y los individuales por rutas. Debido a esto se pasará a discutir solo los modelos globales, ya que no hay diferencias importantes con los modelos generados para las rutas individuales. La variable más importante fue en la mayoría de los modelos la distancia a los caminos, una variable antrópica, esta describe la distancia del píxel al camino departamental (caminos rurales) más próximo medido en km. Cuando la ruta pasa por el píxel el valor es 0. Esto podría explicarse porque, generalmente cerca de las rutas principales, existen caminos secundarios para acceder a estas y conectarla con los centros urbanos cercanos lo que aumenta el flujo vehicular. La segunda variable más importante es la distancia a centros urbanos, esto podría estar relacionado el flujo vehicular de la zona.

Como se dijo anteriormente la distancia a centros urbanos fue la segunda variable en importancia, opuesto a lo hallado por Godoy (2017), que encontró que, a mayor distancia de las ciudades, mayor era el impacto de las rutas, nuestros modelos mostraron que existe una distancia óptima en la cual aumenta la probabilidad de registrar un atropello (10 km). Esto puede deberse a un mayor flujo de vehículos, aunque también es esperable que la fauna de mamíferos se espera se encuentre empobrecida cerca de los grandes centros urbanos (Santos *et al.*, 2002). En la Región Este no hay grandes centros urbanos y la ciudad con

mayor cantidad de habitantes (25.422) es Rocha, pero ésta por su superficie y cantidad de habitantes no es considerada un gran centro urbano. Por lo tanto, existen en esta zona diferencias con los criterios que menciona Godoy (2017). Por otro lado, el mayor número de atropellos es para las especies de Zorrillo y Zorro gris, esto podría deberse a que ambas especies se adapten en cierta medida a la urbanización y por lo tanto la variable de urbanización también sería importante para la explicación de atropello de estas especies. (Anexo 5)

Sin embargo, la variable de tránsito promedio diario anual (TPDA) no figura como una de las más importantes. Esta variable fue creada por el MTOP, con datos del número de vehículos que pasan por los peajes de la zona, que se encuentran lejos de los centros urbanos, y no contabiliza el flujo de vehículos que se desplazan alrededor de los centros urbanos. Por lo tanto, hay un gran flujo de vehículos que no está siendo tomado en cuenta por la variable TPDA, lo que puede explicar su ausencia de relación con los atropellos. Las variables de distancia a caminos y a centros urbanos podrían ser una medida indirecta de tránsito alrededor de los centros urbanos, es decir de cortas distancias, apoyando que el tránsito cumple un rol importante en el entendimiento de los atropellos. Si observamos el gráfico de la relación de la Abundancia con la variable Distancia a centros urbanos, existe una distancia en donde la abundancia de organismos atropellados es máxima, para distancia igual a cero, no hay atropello ya que estaríamos dentro del centro urbano, pero cuando nos alejamos, la abundancia de organismos atropellados aumenta progresivamente hasta llegar a un máximo (10 km), a distancias mayores vuelve a disminuir. Esto demuestra la existencia de una distancia intermedia en donde ocurre mayor abundancia de organismos atropellados.

Existen otros tipos de trabajos en donde la medida de tránsito directo, es importante por ejemplo en la demostración teórica de Müller y Berthoud (1997), según la cual las tasas de mortalidad suelen incrementarse progresivamente con el aumento de tráfico, hasta llegar a un umbral en que éste disuade a los animales del intento de cruce. En su modelo teórico, dichos autores indican la presencia de un umbral de atropellos cuando el tráfico es de entre 5.000 y 10.000 vehículos al día (Tenes *et al.*, 2007). En nuestro trabajo los valores del tráfico son distintos para cada una de las rutas: Ruta 7 (24.053), Ruta 8 (101.325), Ruta 9 (69.816), Ruta 15 (7.337). Superando en casi todas las rutas el umbral que identifican dichos autores, aun así, se observan animales atropellados no se estaría generando el efecto de que los animales no intenten cruzar las rutas. Otros estudios demuestran que las altas velocidades

de los vehículos en las carreteras facilitan el atropellamiento de los animales. Según un estudio realizado en el Parque Nacional Yellowstone en Estados Unidos por Gunther y colaboradores (2001), la implementación de señalización para restringir la velocidad disminuye la cantidad de casos de animales muertos. En este caso, el estado de las rutas determina en gran medida la velocidad de circulación, se encontraron menos atropellos en la Ruta 7, la cual está muy deteriorada, esto podría disminuir el atropello de fauna ya que los vehículos al ir a velocidades más bajas, tendrían más tiempo para poder frenar a tiempo.

Variables ambientales

Con respecto a la relación del uso del suelo con los atropellos no se observa un patrón marcado, la mayoría de los atropellos se dan en sitios en donde domina el uso de suelo categorizado como "Herbáceo natural" (86% de la superficie). Este uso hace referencia a las praderas, no discriminando entre praderas naturales o cultivadas. Esto puede corresponder a que, por un lado, es el ecosistema dominante en el país abarcando aproximadamente el 70% del territorio. También, como se mencionó anteriormente, las especies más afectadas son el Zorrillo y los Zorros siendo especies que utilizan mucho este ecosistema principalmente el zorrillo y el zorro gris. Las especies de mamíferos medianos y grandes usan la mayoría este tipo de hábitat, a no ser algunas especies de monte, como el Gato Montes, o el Margay (González, 2001), pero son la minoría de los registros. Por lo tanto, esta variable puede estar relacionada con el hábitat que ocupan la mayoría de las especies atropelladas. Los usos de suelo también fueron importantes para el trabajo de Bueno (2015), realizado en carreteras de Brasil, utilizando al igual que en nuestros modelos el grupo de los mamíferos. El autor modeliza el problema utilizando varios modelos de regresión logística, que podría tener un menor poder predictivo que los árboles de clasificación. Algunos atropellos en zonas de monte nativo podrían darnos una idea del uso de este ambiente por alguna de las especies estudiadas como por ejemplo el Margay, Gato Montés o el Zorro de Monte los cuales tienen dicho hábitat como el principal para su sobrevivencia. Al contrario de lo que pasa en los parches de forestación en donde algunas de las especies evitan acceder porque no encuentran protección, mientras que otras los utilizan para buscar comida, como por ejemplo los dos tipos de Zorros (González *et al.*, 2013). (Anexo 6 y 7)

En el trabajo de Bueno (2015), se afirma que el tipo de carreteras y las características del entorno por el que transcurren condicionan el riesgo de atropellos, debido a que estos son mayores en el entorno de zonas húmedas y en la proximidad a cursos de agua. En este trabajo, la humedad media anual, la humedad del trimestre más frío y la humedad del

trimestre más cálido son parte de las 10 variables más importantes. (Anexo 10). La distancia a cursos de agua no está dentro de las más importantes, igualmente lo que se observó en el campo, mostró que cerca de cursos de agua generalmente se encontraban animales atropellados. Esto tal vez podría deberse a que la variable distancia a cursos de agua no fuera lo suficientemente precisa o también que solo se tuviera en cuenta los grandes cursos de agua y no los pequeños cursos que se ven seguidamente en las rutas. Dejando afuera muchos de los casos de atropello. Por otro lado, es cierto que esta variable calcula la distancia de la cuadrícula a los cursos de agua, se podría lograr una mejor precisión si se agrega una variable que mida directamente el atropello con la distancia a los cursos de agua.

El índice de vegetación normalizada (NVDI), es una variable geográfica utilizada para estimar la cantidad, calidad y desarrollo de la vegetación. Visualmente se observa que, en la mayor parte de la región Este, éste índice es similar, por lo tanto, no podemos distinguir un patrón claro de esta variable con los atropellos. (Anexo 8) Existen trabajos más detallados usando técnicas de teledetección como el trabajo de Bonnemasou y colaboradores (2009) en el cual, a partir de imágenes satelitales, logran una alta discriminación de los diferentes usos de suelo a partir del índice NDVI, y pueden ubicar posibles zonas de riesgo de atropellos para la especie de Jabalí (*Sus scrofa*). Estas técnicas podrían servir para un estudio más detallado de las zonas con mayor número de atropello para cada especie individual, siendo útiles para las especies que son prioritarias para la conservación.

Otra de las variables significativas es la altura, esta fue calculada como la altura sobre el nivel del mar, Uruguay es un país que se caracteriza por sus planicies, pero en la zona Este es donde se encuentran gran parte de las sierras, con mayor heterogeneidad en las elevaciones. Estos resultados también podrían explicarse a partir de que una altura mayor esta conlleva una pendiente más pronunciada, lo que generaría que el paso de vehículos sea más dificultoso y lento, por lo tanto, ocurra menor probabilidad de atropello. (Anexo 9)

Desempeño de los modelos

Todos los modelos tuvieron un porcentaje de acierto superior a 60%. Tanto los modelos de presencia/ausencia, como los de múltiples atropellos, sirvieron para distinguir cuales son los sitios con mayor probabilidad de atropellos, estos fueron similares para ambos casos. No se obtuvieron diferencias realizando modelizaciones por rutas, aunque estas tienen diferencias

entre sí, pero que no se vieron reflejadas en las modelizaciones, por lo tanto, en este caso la modelización de rutas por separado no mejora las predicciones.

El porcentaje de acierto de los modelos para el Zorrillo y el Zorro de campo, fue de más de 80%, obteniendo una mejora en las predicciones con respecto a los modelos que se hicieron con todas las especies. Esto sugiere que es mejor realizar los modelos por especies y no por rutas. Esto podría deberse a que se reduce la variación, debido a que estas especies están en determinadas cuadrículas con similares valores para cada variable. Las variables más importantes para estas especies también fueron similares para los modelos con todas las especies, en el caso del Zorrillo la más importante fue la distancia a los centros urbanos, y para el Zorro la distancia a caminos, las dos variables clasificadas como antrópicas y relacionadas con el tránsito.

Es importante destacar que en todos los modelos la clase que tuvo menos error es la de no atropello, esto puede deberse a que la muestra es muy desbalanceada, hay mayor cantidad de cuadrículas sin atropellos y muy pocas con registro de atropellos, por lo tanto, el modelo le da prioridad a explicar la mayor cantidad de los datos.

Se aplicaron medidas para la corrección de las muestras desbalanceadas, pero no se vieron mejoras significativas, si disminuía el error de predicción de la clase minoritaria, el modelo en general tenía un menor porcentaje de acierto en las predicciones.

En la bibliografía se encontró otro trabajo en donde se realizaron modelos de predicciones de atropello como en el trabajo de Malo y colaboradores (2004), en el cual su objetivo fue realizar modelos de regresiones logísticas para analizar la incidencia de los atropellos y determinar cuáles eran las características del hábitat en donde ocurrían. Este se realizó en la provincia de Soria (Castilla-León, España), que presenta una topografía mayoritariamente montañosa. El tráfico de la zona se clasifica como bajo y moderado (2000-6000 vehículos por día). En donde se utilizaron 2067 registros de atropellos del año 1998 al 2001, 13 variables cuantitativas y 15 variables cualitativas. Estas variables cubrieron aspectos relacionados con la conducción (visibilidad en el frente, límite de velocidad), características generales de los alrededores de la carretera (vegetación, ríos) y otras características potencialmente asociadas con movimientos de animales, como cercas, setos y formas de paisaje. Además, en esta zona existen diversas medidas de mitigación para los atropellos, como pasos de fauna subterráneos y cercas. Las especies más afectadas por los atropellos

fueron dos mamíferos: una especie de venado pequeño (*Capreolus capreolus*) con un porcentaje del 38% de atropello y el jabalí (*Sus scrofa*), con el 35%. Los modelos lograron un éxito predictivo en el 70% de los casos. Las variables más significativas fueron: porcentaje de cobertura vegetal alto, porcentaje de cultivos bajo, bajo número de edificios y alta diversidad de hábitat. En relación a los resultados, se destaca que tanto las modelizaciones de regresión logística como los bosques de clasificación tuvieron resultados de acierto similar. El Corzo (*Capreolus capreolus*) es el cérvido más abundante y distribuido por Europa, el Jabalí está ampliamente distribuido en Europa, y también presenta una gran abundancia (Mercado, 2011), al igual que en nuestro trabajo las especies más afectadas son las que presentan mayor distribución. Las variables seleccionadas no coincidieron con las escogidas en el presente trabajo. Se puede decir que las más significativas están relacionadas al ambiente y no al tráfico. Del trabajo de Malo y colaboradores (2004) se concluye que los modelos predictivos de ubicación de atropello de animales, deben usarse tanto a nivel de paisaje como a escala local durante el proceso de diseño de la carretera y la implementación de medidas de mitigación. La modelización del riesgo de atropello podría informar decisiones sobre la alineación de la carretera y la ubicación exacta de las estructuras de cruce para mamíferos, para mejorar la supervivencia de la vida silvestre y la seguridad vial (Malo *et al.*, 2004).

Finalmente, con respecto a las hipótesis planteadas vemos que, para el caso de la hipótesis general, se valida ya que las variables más significativas estuvieron relacionadas a factores antrópicos. Sin embargo, el tránsito estuvo dentro de las variables más importantes lo que se puede deber, como se mencionó anteriormente esta variable podría no contabilizar el tránsito vehicular cercano a los centros urbanos, siendo esta variable una de las más importantes. Mientras que para la hipótesis alternativa referida a las variables ambientales se observó que la misma se cumple, ya que como es sabido la distribución de las especies está directamente relacionada a las condiciones climáticas y geográficas de un determinado territorio.

Aplicaciones y perspectivas:

Los resultados de este trabajo servirán para diseñar posibles formas de mitigación de los atropellos en Uruguay. Otorgando una idea de donde se encuentran las zonas más afectadas por las rutas sobre la fauna silvestre y cuáles son las especies más afectadas en las cuales se tendrá que tomar medidas adecuadas para su conservación.

Se propone para próximos trabajos, sumar nuevas variables, ya sean relacionadas a factores antrópicos como el tránsito u otras que reflejen los atributos del paisaje a escala local. La circulación de vehículos por las carreteras no sólo afecta la fauna por el atropello, que causa muertes directas a miles de individuos, sino que genera cambios en sus actividades reproductivas, los cuales pueden disminuir las poblaciones y causar extinción local dentro de la región afectada (Godoy, 2017). El ruido generado por el tránsito vehicular es uno de los factores que mayores impactos ecológicos causan a la fauna silvestre de la zona de estudio, ya que produce varios efectos secundarios como el desplazamiento, la reducción de áreas de actividad y un bajo éxito reproductivo; que se encuentra asociado a pérdida del oído, el aumento de las hormonas del estrés, los comportamientos alterados e interferencias en la comunicación durante la época reproductiva, entre otros (Forman *et al.*, 1998), por lo tanto también se debería incluir como variable.

Por otro lado, se propone evaluar estos modelos en otras zonas de Uruguay, por ejemplo, en el Norte donde las condiciones ambientales son distintas a las de la Región Este.

Además, es importante, construir modelos que integren otros grupos de animales como aves y reptiles, y no solo los mamíferos, para analizar si las variables influyentes son similares en estos grupos a las de los mamíferos que son los más afectados por las rutas.

En un futuro se evaluará la utilización de otros tipos de modelos. Por ejemplo, los métodos de interpolación espacial que tratan de encontrar aproximaciones a través de los datos de una muestra. Un ejemplo de estos es el modelo Kriging (Sacks *et al.*, 1989b; Booker *et al.*, 1999), este es un método geoestadístico de estimación de puntos. Kriging encierra un conjunto de métodos de predicción espacial que se fundamentan en minimizar el error cuadrático medio de la predicción. Este presupone que la distancia o la dirección entre los puntos de muestra reflejan una correlación espacial que puede utilizarse para explicar la variación en la superficie. La herramienta Kriging ajusta una función matemática a un número específico de puntos o a todos los puntos dentro de un radio especificado, para determinar el valor de salida para cada ubicación. Kriging es un proceso que tiene varios pasos, entre los que se incluyen, el análisis estadístico exploratorio de los datos, el modelado de variogramas, la creación de la superficie y (opcionalmente) la exploración de la superficie de varianza. Este método es más adecuado cuando se sabe que hay una influencia direccional o de la distancia correlacionada espacialmente en los datos (Díaz, 2010). Finalmente dejar el mensaje de que la información sobre la vida silvestre que se

obtiene de los animales muertos al lado de los caminos, puede ser una fuente de información importante para el manejo de fauna y puede ser una herramienta eficaz de educación ambiental (Gottdenker, 2001).

Agradecimientos

Agradezco especialmente a mi tutor Angel Segura, por acompañarme y ayudarme en esta etapa, considero que obtuve conocimientos importantes que servirán para mi futuro como investigadora. Además, agradezco a mi Co-tutor, Hugo Coitiño por apoyarme, comprenderme y sobre todo ayudarme, con llevar a cabo mi idea de mezclar la matemática con la biología.

También agradezco a la Ong ECOBIO Uruguay, la cual me brindó los datos de los registros de atropellos, y al Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental del Territorio, por darme los datos de las variables. Por otro lado, al Centro Universitario Regional del este (CURE), por darme un espacio para la realización de la tesis, y al Doctor Mathias Bourel por ayudarme con la modelización

Por último, a mi familia y amigos los cuales siempre me acompañaron en este proceso. A todos muchas gracias, y decirles que voy a continuar en este camino y los volveré a convocar para que me sigan acompañando.

7 BIBLIOGRAFÍA

Ahumada, J., Silva, C. E., Gajapersad, K., Hallam, C., Hurtado, J., Martin, E., McWilliam, A., Mugerwa, B., O'Brien, T., Rovero, F., Sheil, D., Spironello, W. R., Winarni, N., & Andelman, S. J. (2011). Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions Royal Society B*, 366, 2703-2711.

Aizpurúa, N. (2010). Medidas preventivas, correctoras y compensatorias del impacto ecológico de carreteras (Doctoral dissertation, Caminos).

Arroyave, M. D. P., Gómez, C., Gutiérrez, M. E., Múnera, D. P., Zapata, P. A., Vergara, I. C., ... & Ramos, K. C. (2006). Impactos de las carreteras sobre la fauna silvestre y sus principales medidas de manejo. *Revista eia*, (5), 45-57.

Ascensão, F., Desbiez, A. L., Medici, E. P., & Bager, A. (2017). Spatial patterns of road mortality of medium–large mammals in Mato Grosso do Sul, Brazil. *Wildlife research*, 44(2), 135-146.

Bager, A., da Silva Lucas, P., Bourscheit, A., Kuczach, A., & Maia, B. (2016). Os caminhos da conservação da biodiversidade brasileira frente aos impactos da infraestrutura viária. *Biodiversidade Brasileira*, (1), 75-86.

Barri, F. (2010). Evaluación preliminar de la mortandad de mastofauna nativa por colisión con vehículos en tres rutas de Argentina. *Ecología Aplicada* 9 (2): 161-165

Bank, F. G., Irwin, C. L., Evink, G. L., Gray, M. E., Hagood, S., Kinar, J. R., ... & Sauvajot, R. M. (2002). *Wildlife habitat connectivity across European highways* (No. FHWA-PL-02-011).

Bolaños, C. & Naranjo, J. E. (2001). Abundancia, densidad y distribución de las poblaciones de ungulados en la cuenca del río Lacatún, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 5, 45-57.

Bonnemasou, S. M., Peris, S. J., Rabanal, V. C., Avia, M. L., & Martín, N. S. (2009). Identificación de riesgos de atropellos de fauna en las carreteras: ruido de tráfico y teledetección. *Rutas: Revista de la Asociación Técnica de Carreteras*, (131), 29-36.

Bourel, M. (2012). Métodos de agregación de modelos y aplicaciones. *Memoria de trabajos de difusión científica y técnica*, 10, 19-32.

Bourel, M., & Segura, A. M. (2018). Multiclass classification methods in ecology. *Ecological Indicators*, 85, 1012-1021.

Bowman, J., Ray, J. C., Magoun, A. J., Johnson, D. S., & Dawson, F. N. (2010). Roads, logging, and the large-mammal community of an eastern Canadian boreal forest. *Canadian Journal of Zoology*, 88(5), 454-467.

Breiman L, Friedman JH, Olshen RA, Stone CJ.(1984). Classification and Regression Trees.

Breiman, L. (1996). Bagging predictors. *Machine learning*, 24(2), 123-140.

Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine learning*, 45(1), 5-32.

Bueno, C., Sousa, C. O. M., & Freitas, S. R. (2015). Habitat or matrix: which is more relevant to predict road-kill of vertebrates?. *Brazilian Journal of Biology*, 75(4), 228-238.

Caceres, N., Wideberg, J. P., & Benitez, F. G. (2008). Review of traffic data estimations extracted from cellular networks. *IET Intelligent Transport Systems*, 2(3), 179-192.

Ceballos, G., García, A., & Ehrlich, P. R. (2010). The Sixth Extinction Crisis Loss of Animal Populations and Species. *Journal of Cosmology*, 8, 1821–1831.

Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., & Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human – induced species losses: entering the sixth mass extinction. *Sciences Advances*, 1(e1400253), 1–5.

Chen, C., Liaw, A., & Breiman, L. (2004). Using random forest to learn imbalanced data. *University of California, Berkeley*, 110, 1-12.

Clevenger, A. P., & Huijser, M. P. (2011). *Wildlife crossing structure handbook: design and evaluation in North America*(No. FHWA-CFL/TD-11-003).

Colino, V (2011). Contribuciones al análisis de mortalidad de vertebrados en carreteras. (Tesis Doctoral). Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales. Salamanca, España.

Cupul, F. (2002). Víctimas de la carretera: fauna apachurrada. *Gaceta CUC*. Departamento de Ciencias. Centro Universitario de la Costa. México.

Cutler, D. R., Edwards, T. C., Beard, K. H., Cutler, A., Hess, K. T., Gibson, J., & Lawler, J. J. (2007). Random forests for classification in ecology. *Ecology*, 88(11), 2783-2792.

Diamond, J. 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of reserves. *Biological Conservation* 7: 129-146.

Dirzo, R., & Miranda, A. (1991). Altered patterns of herbi-vory and diversity in the forest: A case study of the possible contemporary defaunation. In P. W. Price, T. M. Lewinsohn, G. W.

Fernandes, & W. W. Benson (Eds.), *Evolutionary ecology in tropical and tempe-rate regions*(pp. 273-291). New York, USA: John Willey & Sons Inc.

Davidson, A. D., Hamilton, M. J., Boyer, A. G., Brown, J. H., & Ceballos, G. (2009). Multiple ecological pathways to extinction in mammals. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(26), 10702–5.

Díaz Gómez, C. (2010). Diseño óptimo de uniones semirrígidas mediante simulación numérica y modelos kriging.

Dirzo, R., & Raven, P. H. (2003). Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resources*, 28(1), 137–167.

D'Amico, M. (2015). One the road: Los distintos impactos del tráfico motorizado sobre poblaciones de animales. Tesis Doctoral. Universidad Pablo de Olavide, Sevilla, España. 197 pp.

De'ath, G., and K. E. Fabricius. 2000. Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology* 81:3178–3192.

Feldhamer, G., Drickamer, L., Vessey, S., Merrit, J., & C Krajewski (2007): *Mammalogy: Adaptation, Diversity and Ecology*. 3rd Edition. The Johns Hopkins University Press, Baltimore. 643 pp.

Ferreras, P., Gaona, P., Palomares, F., & Delibes, M. (2001, August). Restore habitat or reduce mortality? Implications from a population viability analysis of the Iberian lynx. In *Animal Conservation forum* (Vol. 4, No. 3, pp. 265-274). Cambridge University Press.

Ford, A. T., & Fahrig, L. (2007). Diet and body size of North American mammal road mortalities. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 12(7), 498-505.

Forman, R. T. y M. Godron 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, 619 pp.

Forman, R. T., & Alexander, L. E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual review of ecology and systematics*, 29(1), 207-231.

Forman, R. T., Sperling, D., Bissonette, J. A., Clevenger, A. P., Cutshall, C. D., Dale, V. H., & Jones, J. (2003). *Road ecology: science and solutions*. Island Press.

George, L., Macpherson, J. L., Balmforth, Z., & Bright, P. W. (2011). Using the dead to monitor the living: can road kill counts detect trends in mammal abundance? *Applied Ecology and Environmental Research*, 9(1), 27-41.

Godoy, P. J. (2017). Impactos de la carretera sobre la fauna silvestre, tramo Huancabamba-Tunqui en la carretera Oxapampa-Pozuzo del Parque Nacional Yanachaga Chemillén (Pasco).

Gomes, L., Grilo, C., Silva, C., & Mira, A. (2009). Identification methods and deterministic factors of owl roadkill hotspot locations in Mediterranean landscapes. *Ecological research*, 24(2), 355-370.

González, E. M., Martínez-Lanfranco, J. A., Juri, E., Rodales, A. L., Botto, G., & Soutullo, Á. (2013). 8. Mamíferos.

González, E. M. (2001). *Guía de campo de los mamíferos de Uruguay: introducción al estudio de los mamíferos* (No. 599.09895 GONg).

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.

Gottdenker, N., Wallace, R. B., & Gómez, H. (2001). La importancia de los atropellos para la ecología y conservación: *Dinomys branickii* un ejemplo de Bolivia. *Ecología en Bolivia*, 35, 61-67.

Grattarola, F., Hernández, D., Duarte, A., Gaucher, L., Perazza, G., González, S., Bergós, L., Chouhy, M., Garay, A., & Carabio, M., Lucía, R, T. (2016) Primer registro de Yaguarundí (*Puma yagouaroundi*) (Mammalia: Carnivora: Felidae) en Uruguay, con comentarios sobre monitoreo participativo. *Bol. Soc. Zool. Uruguay* (2ª época). 2016. Vol. 25 (1): 85-91. ISSN: 0255-4402.

Grilo, C., Bissonette, J. A., & Santos-Reis, M. (2009). Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: consequences for mitigation. *Biological conservation*, 142(2), 301-313.

Gunther, K., Biel, M. J. and Robinson, 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.

Halffter, G. 1996. ¿Cómo medir la biodiversidad a nivel de paisaje? Santiago Compostela, España. Manuscrito mecanografiado, 20 pp.

Harris, D. L. 1984. The fragmented forest. Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. The University of Chicago Press. Chicago, EE.UU., 211 pp
Hickman Jr, C. P. (2009). *Principios integrales de zoología* (No. 591 HICp 14a. ed).

Hastie, T. J., R. J. Tibshirani, and J. H. Friedman. (2001). The elements of statistical learning: data mining, inference, and prediction. Springer Series in Statistics. Springer, New York, New York, USA.

Huijser, M. P., P. McGowen, J. Fuller, A. Hardy, A. Kociolek, A. P. Clevenger, D. Smith, y R. Ament. (2008). Wildlife-vehicle collision reduction study: Report to Congress. FHWA-HRT08-034. Federal Highway Administration, McLean, Virginia, USA.

Huijser, M. P., y P. T. McGowen. (2010). Reducing wildlife-vehicle collisions. Páginas 51–74 en J. P. Beckmann, A. P. Clevenger, M. P. Huijser, y J. A. Hilty, editores. *Safe passages: highways, wildlife and habitat connectivity*. Island Press, Washington DC, USA

Iuell, B. (2003). Wildlife and Traffic-a European handbook for identifying conflicts and designing solutions. In *The XXIIInd PIARC World Road Congress* World Road Association-PIARC.

James, G., Witten, D., Hastie, T., & Tibshirani, R. (2013). *An introduction to statistical learning* (Vol. 112, p. 18). New York: springer.

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., Quigley, H. B., & Hornocker, M. G. (2002). Effects of roads and human disturbance on Amur tigers. *Conservation Biology*, 16(1), 97-108.

Koch, P., & Barnosky, A., (2006) Late Quaternary extinctions: state of the debate. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 37:215-250.

Kunz, T., Braun de ToreZ, E., Bauer, D., Lobo, T., & Fleming, T. (2011): Ecosystem services provided by bats. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223: 1-38.

Liaw, A., & Wiener, M. (2002). Classification and regression by randomForest. *R news*, 2(3), 18-22.

Lobell DB, Ortiz-Monasterio JI, Asner GP, Naylor RL, Falcon WP (2005) Wheat. Combining field surveys, remote sensing, and regression trees to understand yield variations in an irrigated wheat land-scape. *Agron. J.* 97: 241-249

Navarro, G., N. De la Barra, D.I. Rumiz & W. Ferreira (2008). Criterios para evaluar el estado de conservación y degradación de los bosques de Bolivia. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental* 22: 1-17

Noss, R. (2002). The ecological effects of roads. <http://www.eco-action.org/dt/roads.html>. Consultada el 15 de marzo de 2018.

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

Matthews, S. M., Beckmann, J. P., & Hardy, A. R. (2015). Recomendaciones para el diseño de cruces de caminos para jaguares. *Reporte Final de Wildlife Conservation Society para US Fish and Wildlife Service en respuesta a la Solicitud F14PX00340, enviada el, 23.*

Mercado, A. (2011). Análisis de la siniestralidad provocada por la irrupción de especies cinegéticas (ciervo, corzo y jabalí) en las carreteras de la provincia de Soria. Aplicación de medidas correctoras.

Meyer, E. (2006). Assessing the effectiveness of deer warning signs (No. K-TRAN: KU-03-6). Kansas Department of Transportation, USA.

Müller, S., & Berthoud, G. (1997). Fauna and traffic safety. Lausanne, CH: LAVOC. Niering, WA and Goodwin, RH (1974) Creation of relatively stable shrublands with herbicides: arresting "succession" on right-of-way and pasture land. *Ecology*, 55, 784-795.

Pita González-Campos, V. (2017). Modelado mediante Random Forests de las emisiones de autobuses urbanos en función de los ciclos cinemáticos.

- Prasad, A. M., Iverson, L. R., & Liaw, A. (2006). Newer classification and regression tree techniques: bagging and random forests for ecological prediction. *Ecosystems*, 9(2), 181-199.
- Primack, R. (1998). *Essentials of conservation biology*. 2ed. Sinauer. 659p.
- Pojar, T. M., Prosen, R. A., Reed, D. F., & Woodard, T. N. (1975). Effectiveness of a lighted, animated deer crossing sign. *The Journal of Wildlife Management*, 87-91.
- Ramp, D., Caldwell, J., Edwards, K. A., Warton, D., & Croft, D. B. (2005). Modelling of wildlife fatality hotspots along the snowy mountain highway in New South Wales, Australia. *Biological Conservation*, 126(4), 474-490.
- Reijnen, R., Foppen, R., & Meeuwsen, H. (1996). The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. *Biological conservation*, 75(3), 255-260.
- Rogers, E. (2004). *An Ecological Landscape Study of Deer-Vehicle Collisions in Kent County, Michigan*.
- Rosa, A. O., & Mauhs, J. (2004). Atropelamiento de animais silvestres na rodovia RS-040.
- Rumiz, D. I. (2010). Roles ecológicos de los mamíferos medianos y grandes. *Distribución, Ecología y Conservación de los Mamíferos Medianos y Grandes de Bolivia*. Editorial. Centro de Ecología Difusión Simón I. Patiño, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.
- Santos, A. M., & Tabarelli, M. (2002). Distance from roads and cities as a predictor of habitat loss and fragmentation in the Caatinga vegetation of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 62(4B), 897-905.
- Santos, T., & Tellería, J. L. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Revista Ecosistemas*, 15(2).
- Segura, A. M., Piccini, C., Nogueira, L., Alcántara, I., Calliari, D., & Kruk, C. (2017). Increased sampled volume improves *Microcystis aeruginosa* complex (MAC) colonies detection and prediction using Random Forests. *Ecological Indicators*, 79, 347-354.
- Seiler, A., & Helldin, J. O. (2006). Mortality in wildlife due to transportation. In *The ecology of transportation: Managing mobility for the environment* (pp. 165-189). Springer, Dordrecht.
- Somet, P. (2017). Evaluación del riesgo crediticio mediante árboles de clasificación y bosques aleatorios.
- Spellerberg, I. A. N. (1998). Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology & Biogeography Letters*, 7(5), 317-333.
- Strasburg, J. L. (2006). Conservation biology: roads and genetic connectivity. *Nature*, 440(7086), 875.
- Team, R. C. (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL : <http://www.R-project.org/>.

Tellería, J. L. (2013). Pérdida de biodiversidad. Causas y consecuencias de la desaparición de las especies. *Memorias R. Soc. Esp. Hist. Nat.* 2oép., 10(July), 13–25. Tenés, A., Cahill, S., Llimona, F., & Molina, G. (2007). Atropellos de mamíferos y tráfico en la red viaria de un espacio natural en el área metropolitana de Barcelona: quince años de seguimiento en el parque de Collserola. *Galemys*, 19, 169-188.

Torres, A., Velázquez, A., & Lobato, J. (2003). Riqueza, diversidad y patrones de distribución espacial de los mamíferos. *Las enseñanzas de San Juan. Investigación participativa para el manejo integral de recursos naturales*. A. Velázquez, A. Torres y G. Bocco (comp.) Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, DF, 277-299.

Varela, D.M., (2015). Ecología de rutas en Misiones. Evaluación de los atropellamientos de fauna silvestre y medición de la efectividad de los pasafaunas y ecoductos. Informe Técnico N° 3. Convenio Dirección Provincial de Vialidad (Misiones) – Conservación Argentina. 39 p.

Velázquez, A. 1993. Landscape ecology of Tláloc and Pelado volcanoes, México. ITC publication No. 16, 151 pp

8 ANEXO 1 – VARIABLES UTILIZADAS

Factor	Código	Variable
	B1	Temperatura media anual
	B2	Intervalo Diurno Promedio (Media de la temperatura mensual (temp máx. Mín.))
	B3	Isoterma (BIO2 / BIO7) (* 100)
	B4	Temperatura Estacionalidad (desviación estándar * 100)
	B5	Temperatura máxima del mes más cálido
	B6	Temperatura Mínima del Mes Más Frío
	B7	Temperatura Rango anual (BIO5-BIO6)
	B8	Temperatura media del trimestre más húmedo

	B9	Temperatura media del trimestre más seco
	B10	Temperatura media del trimestre más cálido
	B11	Temperatura media del trimestre más frío
	B12	Precipitación anual
<u>Climático</u>	B13	Precipitación del mes más húmedo
	B14	Precipitación del mes más seco
	B15	Precipitación Estacionalidad (Coeficiente de Variación)
	B16	Precipitación del trimestre más húmedo
	B17	Precipitación del trimestre más seco
	B18	Precipitación del trimestre más cálido
	B19	Precipitación del trimestre más frío
	PMAX_MED	Precipitaciones máximas media
	RAD	Radiación solar global media (En base a los 12 puntos de estimativos, basados en climatología de largo plazo del , se elabora la distribución espacial aproximada sobre todo el territorio uruguayo del promedio mensual de los acumulados diarios de energía solar por metro cuadrado en plano horizontal a nivel de suelo)
	ETP	Evapotranspiración potencial
	ETR	Evapotranspiración real
	HAN	Humedad media anual
	HTC	Humedad del trimestre más cálido (Enero, Febrero, Marzo)
	HTF	Humedad del trimestre más frío (Julio, Agosto, Setiembre)
	HEL	Helada media
	BH_VER	Balance hídrico en Verano
	BN_OTO	Balance hídrico en Otoño
	BH_INV	Balance hídrico en Invierno
	BH_PRIM	Balance hídrico en Primavera
	BH_AN	Balance hídrico medio anual

	ESC	Escabrosidad, diferencia de alturas
	PEND	Pendiente en porcentaje
	ALT	Altura en metros
	OR	Orientación sur o norte (Está en ángulos (0 es el norte) y varía en sentido horario)
	DR	Distancia a ríos
	DCO	Distancia a la costa
<u>Geográfico</u>	NDVI	Índice de vegetación de diferencia normalizada
	PS	Profundidad del suelo
	TS	Textura del suelo
	RS	Rociedad del suelo
	IS	Inundabilidad del suelo
	BOSQ	Porcentaje de superficie ocupada por bosque
	HUMED	Porcentaje de superficie ocupada por humedal
	CN	Porcentaje de superficie ocupada por campo natural
	FOREST	Porcentaje de superficie ocupada por forestación
	AGR	Porcentaje de superficie ocupada para agricultura y campo artificial
	URB	Porcentaje de superficie urbanizada
	DU	Distancia a zona urbanizada (distancia del píxel a la localidad urbana más próxima medida en km. La planta urbana tiene delimitación real)
<u>Antrópico</u>	DR	Distancia a rutas (distancia del píxel a la ruta nacional o departamental más próxima medida en km. Cuando la ruta pasa por el píxel el valor es 0. Cobertura de rutas de las cartas topográficas 1.50.000 digitalizadas)
	DC	Distancia a caminos (distancia del píxel al camino departamental (caminos rurales) más próximos medidos en km. Cuando la ruta pasa por el píxel el valor es 0. Cobertura de rutas de las cartas topográficas 1.50.000 digitalizadas)
	DNP	Densidad poblacional

	CM	Camino en metros (cantidad de metros lineales de caminos y/o rutas que están dentro del píxel expresadas en metros. Cobertura de rutas de las cartas topográficas 1.50.000 digitalizadas)
	LAT	Latitud
	LONG	Longitud
	DP	Distancia entre los registros
	TPDA	Transito promedio diario anual

9 ANEXO 2 – DECRECIMIENTO MEDIO DEL ÍNDICE DE GINI

A) Presencia o Ausencia de atropellos

VARIABLES	GLOBAL (M1)	ruta 7	ruta 8	ruta 9	ruta 15
PMAX_MED	22,08709887	4,585212531	7,5648625	4,42268358	3,695692782
RAD	18,42206335	2,554705062	4,981033133	5,83741684	2,552984788
ETP	20,51857733	3,065097592	7,209802879	5,27835209	2,257301347
ETR	21,95162125	3,668322676	7,221825036	6,1896728	4,175251978
HAN	36,00188512	4,234649144	11,36013719	4,75484454	3,577931077
HTC	31,84792884	5,05660828	10,60040189	5,72865914	2,359172009
HTF	33,18013633	4,081598844	10,38828079	4,81479476	2,568318115
HEL	20,34419253	3,460420492	8,072072417	4,16743355	3,473381185
BH_VER	10,53528152	2,698995298	3,884632094	2,02403863	1,275374021
BH_OTO	15,7840371	3,768022306	6,575758378	2,69257852	1,341131683
BH_INV	12,14824148	2,272426342	4,747487862	2,34272956	1,229131613
BH_PRIM	13,61364197	1,57129336	6,507140764	2,16747461	1,190471575
BH_AN	19,16244185	3,972031686	7,732203258	4,47463575	2,2804371

ESC	16,31960264	4,313772023	7,091044622	3,32458743	1,981325198
PEND	19,07617641	3,742287595	8,259590845	4,70718271	2,755521206
ALT	33,30029104	6,358370235	11,58393016	7,67634558	5,085978926
OR	6,357662707	1,531177423	2,948211953	1,28884962	0,89202329
DR	22,27647756	4,819612555	8,91835652	5,45641231	3,881682714
DCO	22,4096209	4,74345861	7,693650926	5,87893566	2,654886196
BOSQ	16,3540377	1,275100186	6,077292616	5,37080195	3,445243586
HUMED	7,016517527	1,121667675	2,524483336	1,9331704	1,723971121
CN	32,1572617	5,356248104	13,46376948	8,44130691	5,826892043
FORES	18,28751222	2,074243389	7,482313704	5,91250337	3,064858341
AGR	17,64953272	4,710185541	5,481794305	5,17664336	4,231481972
NDVI	33,67292492	6,246579009	13,2328339	8,67299256	5,56753819
PS	3,501131695	0,31951272	1,807486339	0,84051509	0,493465403
TS	5,152461591	1,315230467	2,178767704	0,75658266	0,492185745
RS	3,260613688	0,514245	1,449353056	0,87757946	0,593920259
IS	4,245255861	0,670780506	1,408556872	1,3960711	1,080045991
DU	37,85339716	6,060063033	12,80287819	12,7104033	5,696675545
DC	38,49584481	7,266959955	14,94834031	9,40460477	7,703358505
URB	7,401008198	1,088728122	1,731018741	2,88830395	0,750962634
DC	8,572438969	1,457229102	3,526922144	1,43951257	1,802355951
TPDA	24,80538377	0,960586052	1,466121783	4,85778534	1,305392138
LONG	26,36099994	3,950469256	8,989013714	5,95115119	3,269391386
DP	35,62170072	5,02731486	9,880417423	7,32928003	4,860219158

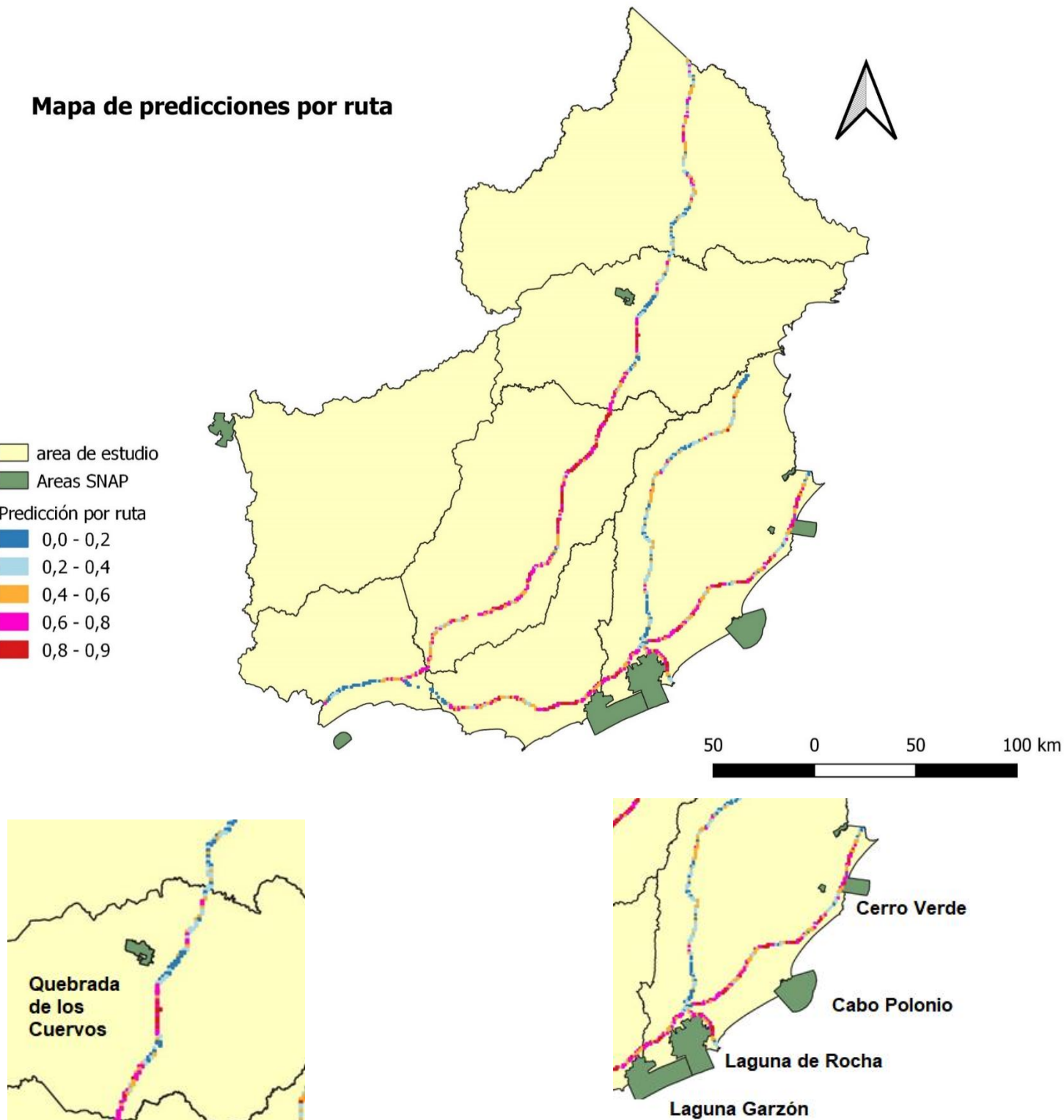
B) Múltiples atropellos

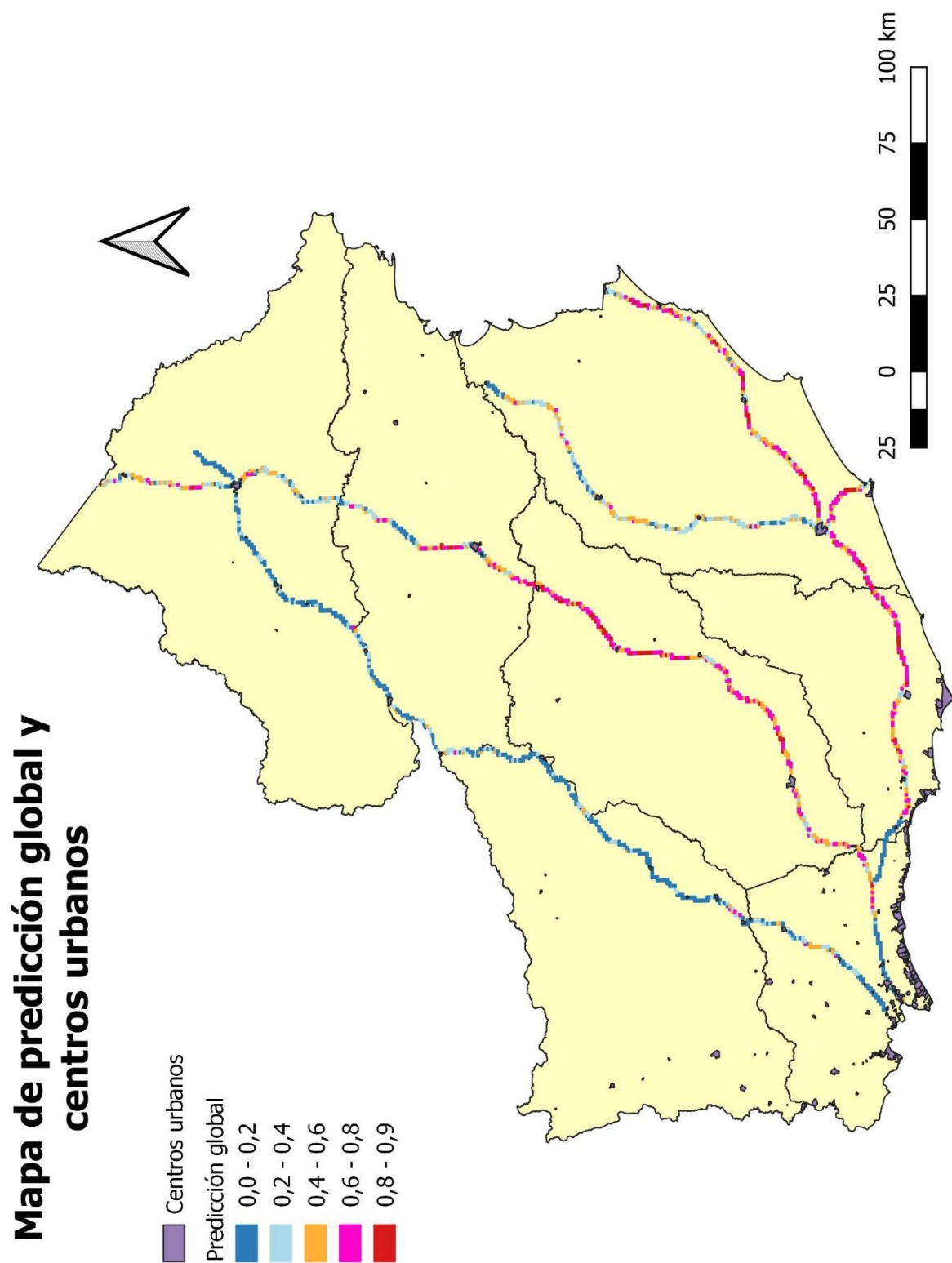
VARIABLES	GLOBAL (M2)	RUTA 7	RUTA 8	RUTA 9	RUTA 15
PMAX_MED	9,19303069	4,43805329	7,171805813	4,68777214	3,64063558
RAD	5,07622138	2,93368513	4,963331349	5,91128101	2,51317916
ETP	8,29899818	2,94198899	7,120450428	5,19966209	2,16288032
ETR	8,41907417	3,97905044	7,242158814	6,28213478	3,89047796
HAN	8,87950378	4,51631651	11,77851652	5,20493114	3,51563415
HTC	7,71704941	4,4842044	9,622209383	5,16831823	2,36936373
HTF	8,88493137	4,51313654	10,37353419	5,20160848	2,78152907
HEL	7,43497469	3,33132241	7,925392683	4,08946634	3,45251998
BH_VER	4,35702143	2,6121993	3,796908862	2,1003248	1,52536638
BH_OTO	6,23603621	3,99434375	6,141648525	2,63859616	1,46604419
BH_INV	4,37964413	2,31754853	4,462810194	2,19692227	1,1678667
BH_PRIM	3,12265064	1,67453587	7,370141411	1,96403767	1,11768695
BH_AN	7,58512551	4,04602364	8,037366386	4,4559096	2,27240091
ESC	8,30388221	4,08994193	7,180806903	3,35626024	1,77716341
PEND	8,08078529	3,20433757	8,028408463	4,83210212	3,09514948
ALT	11,69571	6,42149486	11,79669317	7,43100338	5,09237578
OR	2,96170815	1,63830625	3,071981863	1,39287008	1,00038883

DR	9,67648228	5,02428917	9,040938664	5,22008339	4,02608585
DCO	9,25280208	5,02292414	8,0165903	5,67971383	2,58857587
BOSQ	3,69327689	1,2078276	5,84542943	5,605918	3,26814351
HUMED	2,65969501	1,12730391	2,828124741	1,85314026	1,90456052
CN	10,7832017	5,2300245	13,08851459	8,82572048	5,98477548
FORES	6,2133868	2,1325178	8,0933767	5,47940589	3,1479885
AGR	5,33801442	5,16015985	4,997636257	5,36165167	4,71274011
NDVI	15,4289771	5,85613791	12,4548118	9,12934891	5,74538539
PS	1,09940111	0,33943868	1,544070826	0,83335335	0,59727159
TS	2,75296871	1,25492383	2,220544652	0,80621031	0,49289656
RS	1,25055575	0,41097224	1,42027302	0,84904251	0,59909652
IS	1,02398918	0,58967391	1,238204279	1,55067575	1,11887612
DU	13,0868911	6,05022901	12,71785926	13,1089902	5,6109307
DC	13,2180329	7,17467587	15,47328082	9,04943182	6,97421514
URB	3,03179876	1,13438922	1,597151981	2,94167805	0,61975124
DC	1,85640253	1,56953926	3,566814622	1,55785911	1,66610784
TPDA	3,28572536	0,87643829	1,533885878	4,29018846	1,18208541
LONG	8,98742301	3,46464533	8,989643149	6,09335401	3,13171183
DP	10,8024505	5,15368535	11,03780739	6,79683112	4,93499903

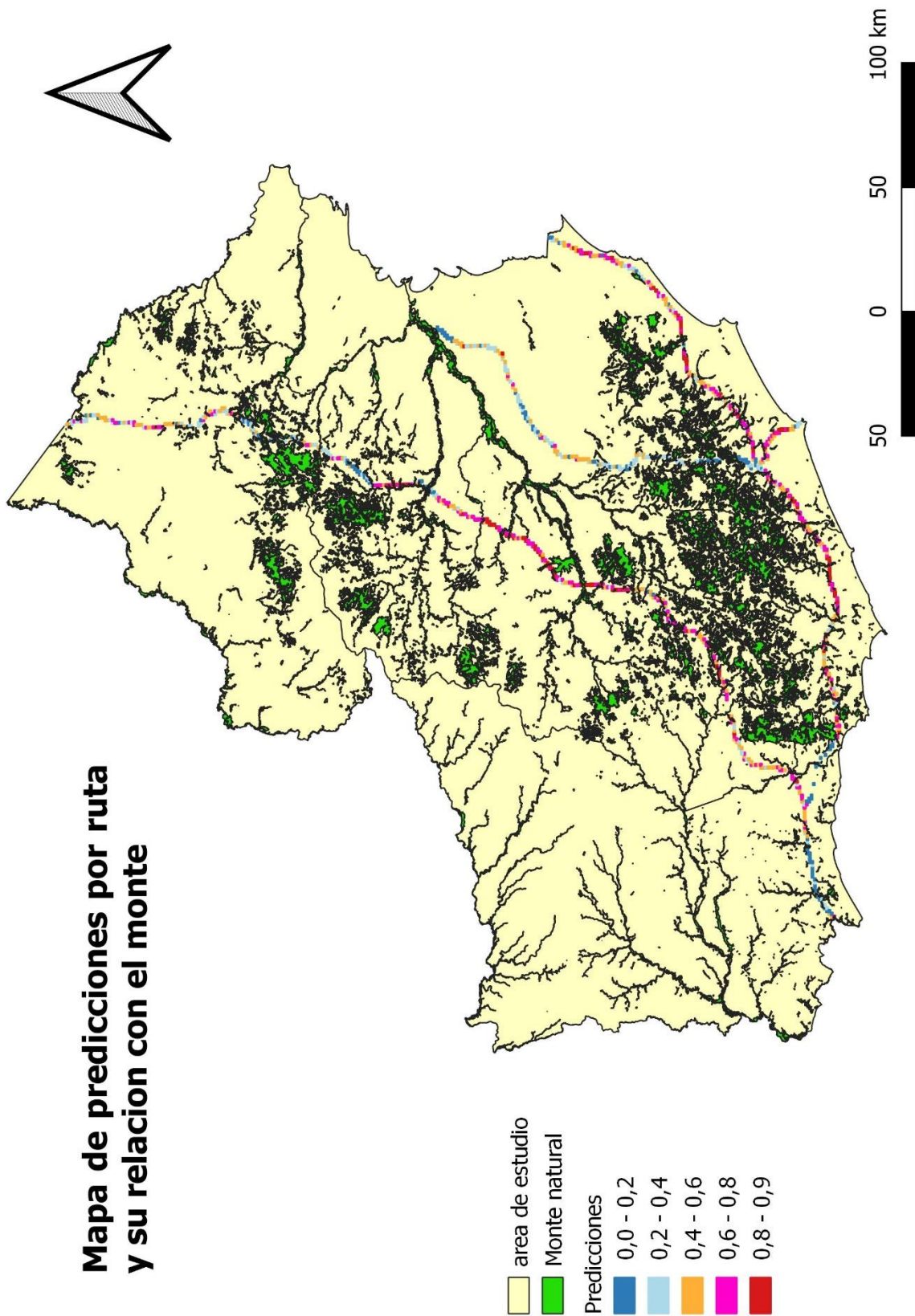
ANEXO 3 – MAPAS

Mapa de predicción, con la variable de respuesta 0 y 1, con las Áreas Snap

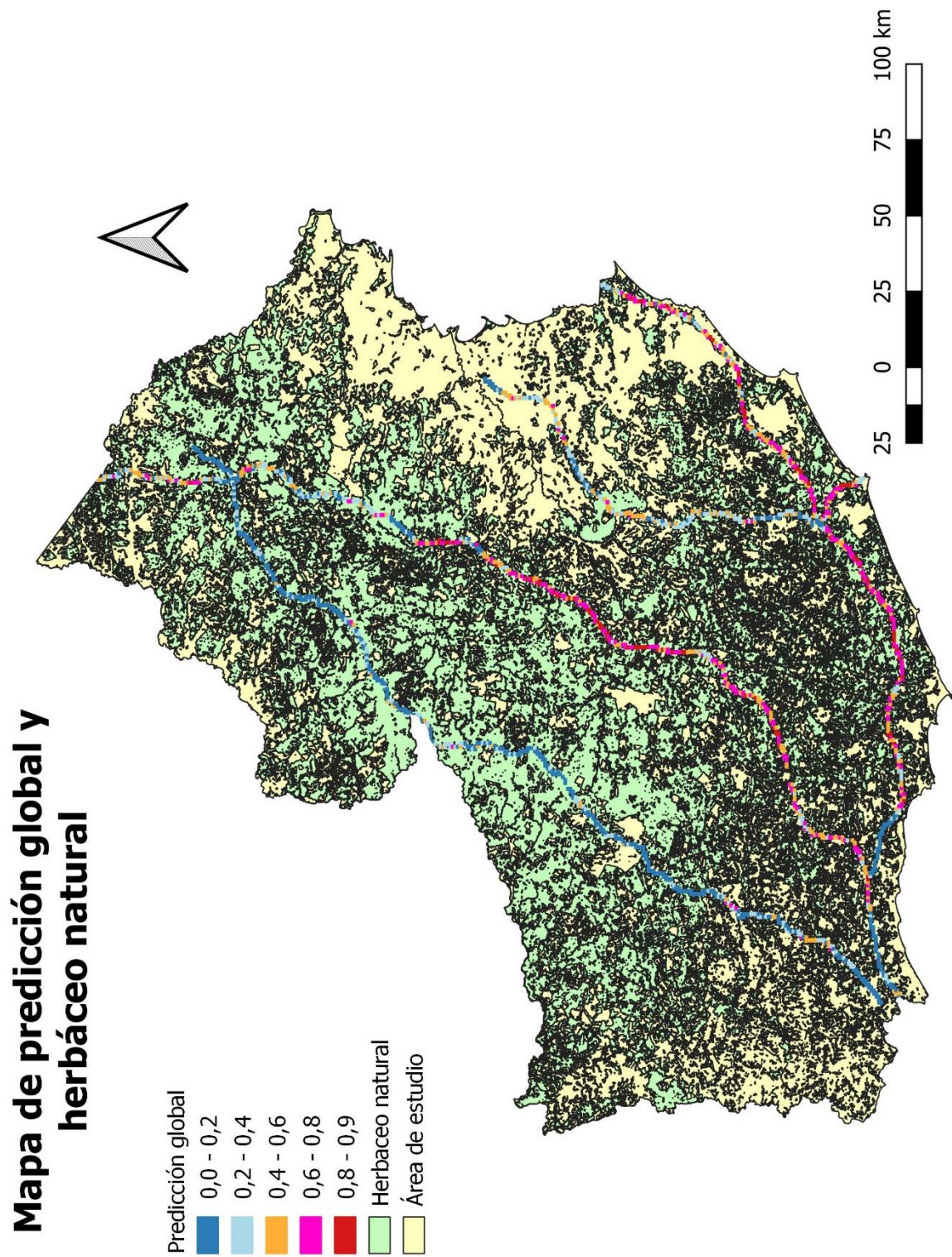


Mapa de predicción del modelo global y centros urbanos

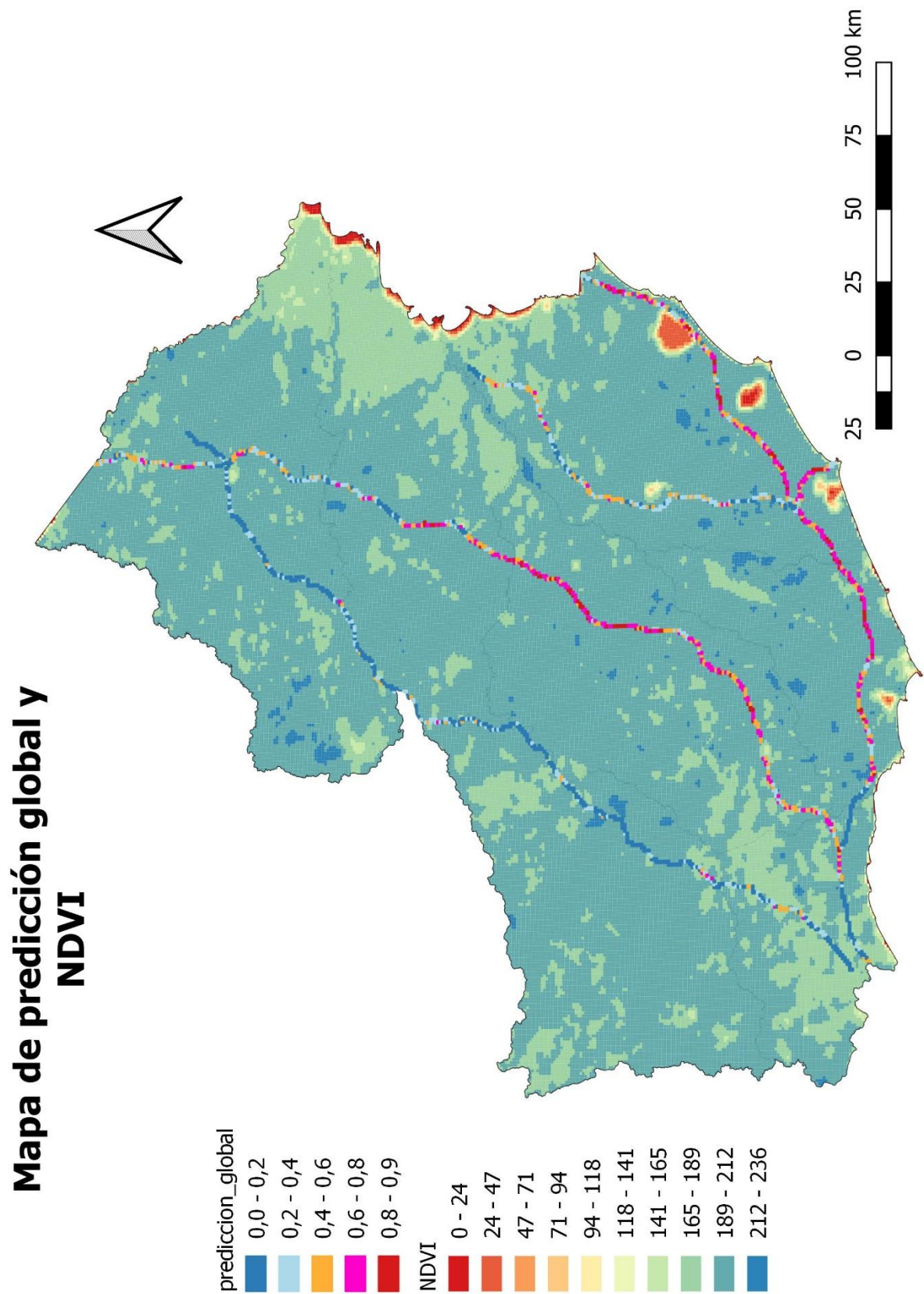
Mapa con las predicciones por rutas y su relación con el monte



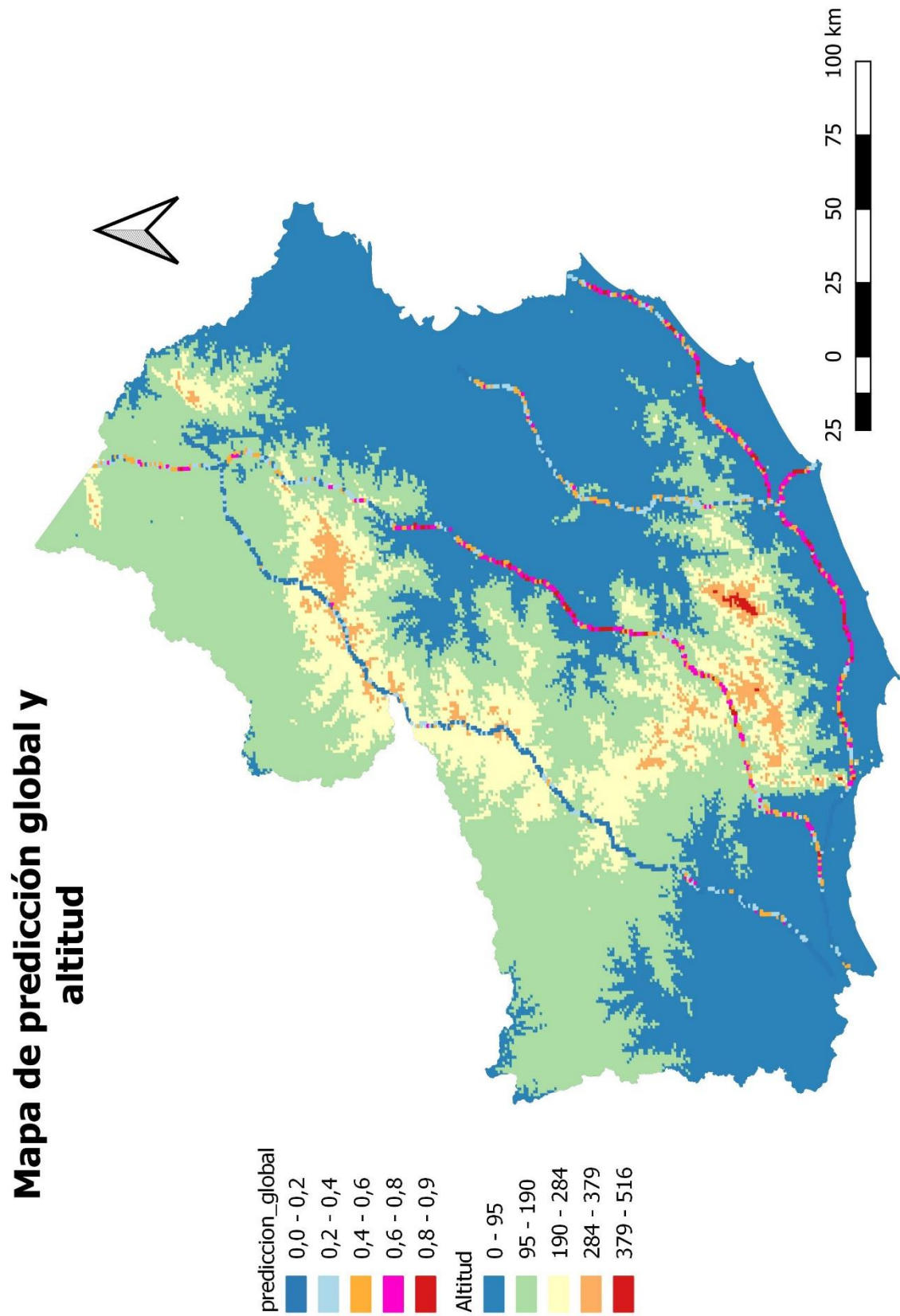
Mapa con las predicciones del modelo global y su relación con la cobertura de suelo herbáceo natural



Mapa con las predicciones para el modelo global y su relación con el índice NDVI



Mapa con las predicciones del modelo global y la altura sobre el nivel del mar en metros



Mapa con las predicciones del modelo global y la humedad anual

