

Tesina para optar por el grado en la Lic. En Cs. Biológicas

Efectos de factores ambientales sobre la riqueza de mamíferos en Paso Centurión (Cerro Largo)



Bach. Marcela Rondoni Fernández

Orientador: Marcelo Loureiro

Co-orientador: Alejandro Duarte
Laboratorio Zoología de Vertebrados
Departamento de Ecología y Evolución
Facultad de Ciencias
Universidad de la República

Tribunal: Dra. Mariana Cosse y Mag. Ramiro Pereira.

Febrero, 2019.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mis tutores Marcelo Loureiro, Alejandro Duarte, Daniel Hernández y Florencia Grattarola. Gracias por guiarme en la realización de esta tesina, por todas las devoluciones y hermosa disposición para ayudar a concretar este trabajo.

Agradezco a los pobladores de Paso Centurión, por ser parte y hacerme parte de este proceso.

Gracias a JULANA, por todas las experiencias compartidas, por las buenas reflexiones provocadas, por representar un ejemplo de colectivo, de forma de hacer educación ambiental, de transparencia y de búsqueda de la coherencia.

Gracias a Mariana Cosse y a Ramiro Pereira por aceptar conformar el tribunal de este trabajo y realizar correcciones que contribuyeron enormemente a mi aprendizaje.

Gracias a Enzo Cavalli y a Diego Flores por compartir esta etapa conmigo.

Gracias a mis amigos por el aguante, las risas, las charlas motivacionales y el disfrute de habernos acompañado con “las tesis” y mucho más.

Gracias en especial a mi familia, por todo el apoyo y el amor que estuvo siempre.

ÍNDICE

RESUMEN.....	1
INTRODUCCIÓN.....	3
La diversidad biológica	3
La diversidad biológica y su distribución en la Tierra	4
Conceptos de Ecología Espacial y Ecología del Paisaje	7
Diversidad de mamíferos en Uruguay y en Paso Centurión	10
Monitoreo participativo de fauna	12
OBJETIVOS Y PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	14
Objetivos	14
Pregunta.....	14
Hipótesis	14
METODOLOGÍA.....	15
Área de estudio.....	15
Registro de riqueza de mamíferos.....	17
Estudio de variables ambientales	18
Análisis Estadístico	25
RESULTADOS.....	25
Resultados generales de los registros con las cámaras trampa	25
Resultados de medición de variables.....	27
Elección de modelos de riqueza	33
DISCUSIÓN.....	34
Riqueza de mamíferos.....	35
Hipótesis 1	36
Hipótesis 2	41
Proyecciones a futuro	42
Conclusiones.....	42
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	43

RESUMEN

Entender las relaciones que ocurren entre las especies y sus hábitats resulta esencial para avanzar hacia la conservación de la biodiversidad, tanto a escala global como local. En este sentido, el estudio de las especies que habitan una determinada unidad geográfica, sea ésta global, regional, o local, es de gran importancia para el manejo y conservación de la biodiversidad, así como para el establecimiento de áreas destinadas para su preservación. Los mamíferos son un grupo que se encuentra amenazado a nivel mundial, reconociéndose para Uruguay 118 especies de mamíferos nativos (incluyendo aquellos extintos en tiempos históricos). Este trabajo tuvo por objetivo contribuir a la determinación de aquellos factores que pudieran tener efectos sobre los valores de riqueza específica de mamíferos en distintos sitios de Paso Centurión (Cerro Largo), contribuyendo al proceso de monitoreo participativo de fauna llevado a cabo por la Organización de la Sociedad Civil JULANA (Jugando en la Naturaleza) en una de las biozonas que presenta mayor cantidad de especies indicadoras y representativas de mamíferos del Uruguay. Esta es un área que presenta una gran diversidad de mamíferos, debido a su riqueza específica y a la aparición de especies raras y/o exclusivas para nuestro país. Se utilizaron registros de cámaras trampa y se relacionaron con trece variables ambientales. El análisis de

modelo lineal generalizado identificó como significativos los factores relacionados a la heterogeneidad ambiental, la productividad, la proximidad a la caminería y las actividades de caza. Es preciso extender el estudio a una mayor cantidad de sitios y contemplar otros ambientes, así como también rever la concordancia entre la escala y los procesos ecológicos considerados a través de variables escogidas.

Palabras clave: conservación; mamíferos; monitoreo participativo; cámaras trampa; heterogeneidad ambiental; efectos antrópicos; Paso Centurión; Uruguay.

INTRODUCCIÓN

La diversidad biológica

El concepto de diversidad biológica refiere a la variedad de la vida en todas sus manifestaciones (Sodhi y Ehrlich, 2010), abarcando a todas las formas, niveles y combinaciones de la variación natural (Gaston y Spicer, 2004). La definición adoptada por la Convención de Diversidad Biológica (1992), establece que la diversidad biológica es “la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos, otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas”.

La conservación de la biodiversidad es uno de los grandes desafíos actuales de la humanidad (Naeem et al., 2012). De hecho, se propone que se está atravesando la 6ta extinción masiva, la cual constituye la más rápida y devastadora de todas las extinciones masivas previamente descritas, a la cual se le atribuyen causas antropogénicas (Ceballos et al., 2010). Ciertas perturbaciones humanas provocan la pérdida de diversidad taxonómica, filogenética y funcional, como ser la destrucción de hábitats, la caza, la sobreexplotación de recursos naturales, el aumento de la dispersión de especies biológicas patógenas, exóticas y domésticas, entre otras (Begon et

al., 2006; Kuussaari et al., 2009; Bodmer et al., 1997; Ceballos et al., 2010; Sodhi y Ehrlich, 2010; Naeem et al., 2012; Di Bitetti et al., 2013).

La diversidad biológica y su distribución en la Tierra

La distribución de las especies en la Tierra no es aleatoria, sino que está condicionada por diversos factores que operan en procesos variados y a múltiples escalas (Brown y Lomolino, 1998). Se han propuesto varias hipótesis para explicar los patrones espaciales de la riqueza específica, pudiéndose agrupar éstos en: disponibilidad energética (por ej.: temperaturas máximas y mínimas, evapotranspiración actual y potencial, radiación solar recibida por unidad de área); factores históricos (como las glaciaciones, las diferencias entre tasas de dispersión y especiación, deriva continental, entre otros); área de los biomas; niveles de precipitación; y heterogeneidad ambiental (Ruggiero y Kitzberger 2004, Toranza 2011, Stein et al. 2014, Blackburn y Gaston 1997, Jetz y Rahbek 2002, Rahbek y Graves 2001, Hawkins et al. 2003).

El término heterogeneidad ambiental ha sido descrito de más de una forma por diversos autores, frecuentemente reflejando contraposiciones entre la terminología utilizada en los distintos trabajos de investigación (August, 1983; Li y Reynolds, 1995; Hortal et al., 2009; Poggio et al., 2010).

Dando cuenta de esta diversidad de aproximaciones, Stein et al. (2014), utilizan el término heterogeneidad ambiental para englobar aquellos conceptos que de alguna manera refieren a la complejidad, diversidad y heterogeneidad espacial, o a la estructura espacial en el ambiente. Para dichos autores es un concepto que abarca tanto las condiciones bióticas (cobertura de suelo y vegetación) como abióticas (clima, suelo y topografía). La hipótesis hábitat-heterogeneidad propone que una gran heterogeneidad espacial promueve la persistencia de gran riqueza de especies debido a que los recursos limitantes pueden subdividirse más fácilmente en hábitats complejos. Esto promueve mayor especialización y la coexistencia de un gran número de especies (Simpson, 1964; MacArthur, 1972; Ruggiero y Kitzberger, 2004).

Otro concepto relacionado a éste último es la conectividad, utilizado para describir cómo los arreglos espaciales y la calidad de elementos en el paisaje afectan el desplazamiento de los organismos entre fragmentos de hábitat

(Bennett, 1999). Mantener y mejorar la conectividad resulta un aspecto fundamental para los esfuerzos de conservación de la biodiversidad (Crooks y Sanjayan, 2006), ya que ésta contribuye a contrarrestar los efectos potencialmente adversos de la fragmentación y facilitar la adaptación de las especies a los cambios en sus áreas de distribución, causados por el cambio climático y otros factores (Taylor et al. 1993; Hannah et al. 2002; Opdam y Wascher, 2004; Araújo y Rahbek, 2006).

Aunque es sabido que todos los factores descritos en las hipótesis mencionadas anteriormente influyen de alguna manera en los patrones espaciales de riqueza, no está claro cuál es el que tiene mayor peso para las diferentes escalas de análisis (Toranza, 2011). Según Field et al. (2009), a grandes escalas, los factores que determinan los gradientes espaciales de riqueza específica son el clima y la productividad. Sin embargo, a escalas pequeñas no se puede definir esto con claridad (Field et al., 2009). Los procesos que operan a grandes escalas producen que las variables ambientales, la riqueza de especies y sus interacciones tengan estructuras espaciales complejas, lo cual genera que frecuentemente las variables ambientales y la riqueza específica se encuentren autocorrelacionadas. A esto también puede añadirse el hecho de que existen relaciones multi-escalares entre riqueza específica y variables ambientales, lo cual complejiza

la interpretación ecológica de dichas relaciones (Rahbek y Graves, 2001; Ruggiero y Kitzberger, 2004).

Entender las relaciones que ocurren entre las especies y sus hábitats resulta esencial para avanzar en la conservación de la biodiversidad, tanto a escala global como local (Begon et al., 2006; Naeem et al.; 2012). En este sentido, el estudio de las especies que habitan una determinada unidad geográfica, sea ésta global, regional, o local, es de gran importancia para el manejo y conservación de la biodiversidad, así como para el establecimiento de áreas destinadas para su preservación (Baquero y Tellería, 2001; O'Brien et al.; 2011). Un ejemplo de trabajo sobre esta temática es el esquema de eco-regionalización del Uruguay realizado por Brazeiro *et. al* (2012), el cual constituye una herramienta para la planificación ambiental, permitiendo tener un panorama general sobre la biodiversidad en el país, las zonas prioritarias para su conservación, las presiones y las amenazas.

Conceptos de Ecología Espacial y Ecología del Paisaje

La ecología del paisaje y la ecología espacial realizan aportes conceptuales que permiten el abordaje de varios temas de investigación en ecología. Según la definición del Congreso Europeo de la Asociación Internacional de

Ecología del Paisaje (1998) la ecología del paisaje es "el estudio de las interacciones entre los aspectos temporales y espaciales del paisaje y su flora, fauna y componentes culturales". La ecología espacial, por su parte, es una sub disciplina ecológica que trata de explicar los procesos ecológicos teniendo en cuenta la distribución espacial de sus elementos (Turner et al., 2001). En particular son de relevancia para este trabajo cuatro conceptos propios de estas disciplinas: escala, parche, matriz y paisaje.

La escala espacial se define como la dimensión física de un objeto o proceso en el espacio (Turner et al., 2001). Su interés en ecología radica en que tanto objetos como procesos ecológicos tienen una escala característica de operatividad, y en que un mismo proceso puede generar patrones diferentes a distintas escalas, al estar regulado por diferentes mecanismos (Maestre et al., 2008). La escala se define en función de tres parámetros: la extensión, el grano y el espaciamiento. La extensión es el área total de estudio, la cual define la población a muestrear. El grano es el tamaño de las unidades de observación. El espaciamiento es la dimensión de la separación espacial entre unas unidades y otras (Maestre et al., 2008).

El paisaje se define como un área heterogénea de cluster de ecosistemas que interactúan y que se repite de forma similar. Desde una perspectiva de los seres vivos, es un área que contiene un mosaico de parches de habitats,

donde hay un parche de hábitat focal u objetivo (el que es importante para el ser vivo que se está estudiando). El tamaño del paisaje difere entre los organismos, debido a que los parches de hábitat se pueden definir sólo en relación a la percepción del ambiente de cada organismo (McGarigal y Marks, 1995), población o comunidad (Borthagaray et al. 2014). Por tal motivo es que no existe un tamaño absoluto de área para el paisaje (McGarigal y Marks, 1995), sino que éste se define en función del objeto de estudio y la escala a la que operan los procesos en consideración (Borthagaray et al. 2014).

Los paisajes se componen de un mosaico de parches. Desde una perspectiva ecológica, los parches son áreas relativamente discretas o períodos de tiempo discretos donde hay condiciones ambientales relativamente homogéneas, donde los bordes o límites de las mismas se distinguen mediante discontinuidades en los estados del ambiente a los alrededores, los cuales son percibidos o son relevantes para el organismo o fenómeno ecológico que se esté considerando (McGarigal y Marks, 1995).

El elemento del paisaje más extenso y más conectado, que por tanto juega un papel fundamental en el funcionamiento del mismo, se denomina matriz. Si un elemento es designado como la matriz, entonces no debería ser incluido como parche en ninguna medida que englobe características como

ser: tamaño promedio de parche, forma promedio de parche, etc. (McGarigal y Marks, 1995).

Diversidad de mamíferos en Uruguay y en Paso Centurión

Los mamíferos exhiben una gran diversidad funcional y morfológica en el planeta, la cual se encuentra amenazada. Este grupo biológico cumple roles ecológicos muy variados, y ha colonizado la mayoría de los ambientes continentales y marinos de la Tierra (Schipper et al., 2008; González y Martínez-Lanfranco, 2013). Varias especies son elementos clave en la composición y dinámica de los ecosistemas de los que forman parte, jugando un papel importante en procesos ecológicos como la polinización, la dispersión de semillas y el control poblacional de otras especies (González y Martínez-Lanfranco, 2013). Asimismo, los mamíferos constituyen un grupo de gran valoración por el ser humano, tanto por sus funciones como por sus diversas formas de relacionamiento (directas e indirectas) con nuestra especie. González y Martínez-Lanfranco (2010) reconocen para Uruguay 117 especies de mamíferos nativos, incluyendo aquellos extintos en tiempos históricos, a lo cual debería sumársele el reciente hallazgo de *Puma yagouaroundi* en el año 2015 en Paso Centurión, Cerro Largo (Grattarola et al. 2016). A escala global, los mamíferos son un grupo que se encuentra en gran medida amenazado (Schipper et al., 2008). Sobre el total de 5.560

especies de mamíferos registrados en la IUCN Red List para el año 2017, alrededor de un cuarto se consideran extintas o amenazadas (IUCN, 2017).

Según Brazeiro et al. (2012), Paso Centurión se encuentra en una de las biozonas de nuestro país que presentan la mayor cantidad de especies indicadoras y representativas de mamíferos del Uruguay (**Fig. 1**). Se estima cierta transformación de la cobertura vegetal que en algunos sitios se manifiesta por la ausencia del bosque serrano y la existencia de suelos arados en épocas anteriores. La zona fronteriza adyacente perteneciente a Brasil presenta mayor cantidad de cobertura de bosque serrano y ribereño (Rodríguez-Mazzini, 2001). Se observa que en el sector uruguayo el bosque autóctono fue removido en áreas más o menos extensas (Rodríguez-Mazzini, 2001).

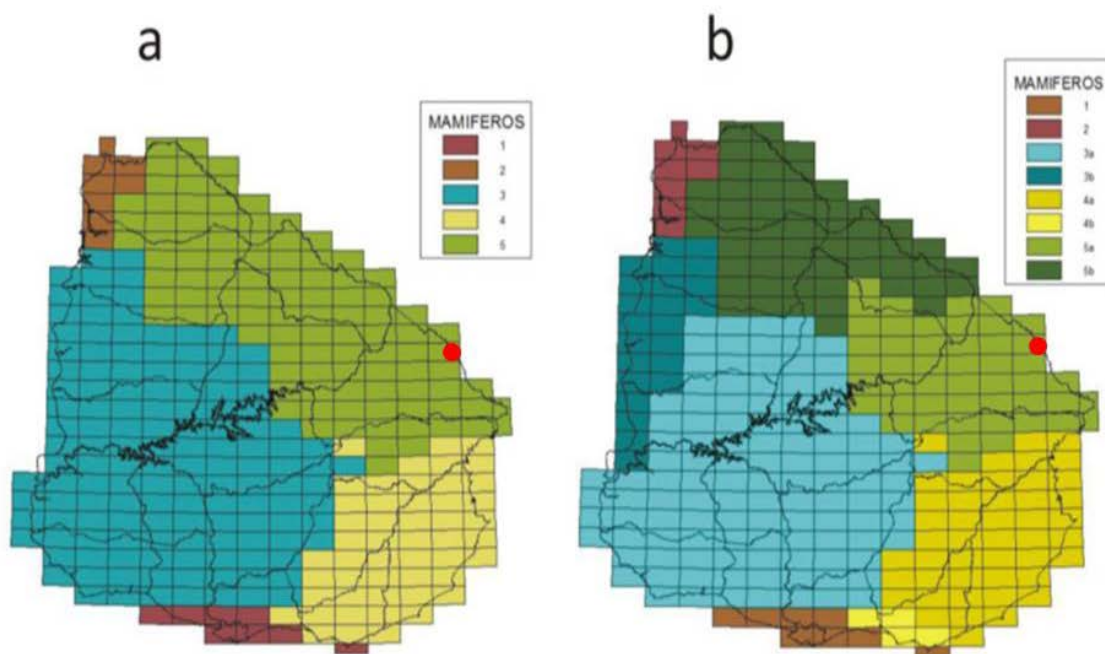


Figura 1. Biozonas (a) y subzonas (b) de mamíferos de Uruguay generadas mediante análisis de agrupamiento realizado por Brazeiro et al, (2012), donde (1) representa la biozona Costa Platense; (2) representa la biozona Litoral; (3) representa la biozona Centro Oeste; (4) representa la biozona Sureste; (5) representa la biozona Este. Las biozonas 3, 4 y 5 se subdividen en (a) y (b). ● Representa Paso Centurión.

Monitoreo participativo de fauna

Desde hace cinco años, la Organización No Gubernamental JULANA (Jugando en la Naturaleza) trabaja en el área, en un proyecto que involucra el monitoreo participativo de fauna con cámaras trampa junto a la población local. JULANA es una Asociación Civil sin fines de lucro cuyos objetivos apuntan a la educación ambiental como herramienta para la conservación de la naturaleza. Desde este colectivo se procura la valoración de los saberes

populares, así como la apropiación y participación de la comunidad en la toma de decisiones ambientales (JULANA, 2016). Es en el marco del monitoreo participativo llevado a cabo en este proyecto que se obtuvieron los registros a utilizar en este trabajo.

El monitoreo participativo reconoce que los pobladores locales tienen la cualidad de estar en contacto directo con el elemento o sistema natural de estudio (Camino et al., 2017). El monitoreo realizado para coleccionar los datos del presente trabajo, correspondería a la categoría 3 de la categorización de Danielsen et al. (2009) para monitoreos de recursos naturales, en base al grado de inclusión de la población local. Éste se propone un monitoreo colaborativo donde los recolectores de datos son los pobladores locales con ayuda de investigadores profesionales, siendo éstos últimos los intérpretes de los mismos, y donde el conocimiento generado es destinado al uso y beneficio de ambas partes.

Este monitoreo se realiza con cámaras trampa, las cuales son ampliamente utilizadas para la observación del comportamiento de poblaciones animales en la naturaleza y para estimar la biodiversidad en ambientes que generalmente son poco accesibles (Howe et al., 2017). Consisten en cámaras fotográficas conectadas a un dispositivo infrarrojo, el cual se activa ante el movimiento y temperatura, habitualmente ante la presencia de un animal (O'Connell et al., 2011; Ruiz, 2017). Al captar movimientos se activan

y, dependiendo de cómo se haya programado, son capaces de tomar fotos consecutivas y filmar. Es un método no invasivo, ya que la captura de la fotografía no representa un daño o manipulación de los individuos, además de que operan en ausencia de seres humanos, por lo cual no hay respuesta de los animales a los mismos (O'Brien et al., 2011).

OBJETIVOS Y PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

Objetivos

- 1) Evaluar los efectos de los factores ambientales sobre la riqueza de especies de mamíferos de Paso Centurión.
- 2) Generar conocimiento que acompañe el proceso de monitoreo participativo en Paso Centurión.

Pregunta: ¿Qué variables explican las diferencias en la riqueza observadas en distintos sitios de Paso Centurión?

Hipótesis

1. Los gradientes espaciales de las variables ambientales en Paso Centurión determinan sitios que varían en heterogeneidad ambiental y conectividad espacial, lo cual provoca diferencias ecológicas en el

paisaje, y por tanto en la riqueza de mamíferos observada para cada sitio.

Se predice que a) en aquellas áreas donde haya más heterogeneidad ambiental habrá mayor riqueza; b) en aquellas áreas con mayor cobertura de monte habrá mayor riqueza; y c) en aquellas áreas con mayor disponibilidad energética habrá mayor riqueza.

2. Las actividades humanas en Paso Centurión, como la modificación de hábitat, introducción de animales domésticos, la caza y la caminería, constituyen perturbaciones que afectan negativamente la riqueza de mamíferos presente en el área.

Se predice que a mayor cercanía de actividades o infraestructuras humanas, la riqueza de mamíferos nativos será menor.

METODOLOGÍA

Área de estudio

Paso Centurión es un poblado rural que se encuentra al margen del río Yaguarón en el departamento de Cerro Largo. Está incluido dentro de los límites del proyecto de Paisaje Protegido Área Paso Centurión-Sierra de Ríos

perteneciente al Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP). Se localiza entre las coordenadas 31°59'34.54" y 32°20'14.63" latitud sur y entre 53°55'58.20" y 53°38'34.34" longitud oeste (372.73 km²), área comprendida dentro de la Cuenca de la Laguna Merín (SNAP, 2018).

El área del proyecto se produce la confluencia de dos ecorregiones: las Sierras del Este y la Cuenca Sedimentaria Gondwánica (Brazeiro et al., 2012). La presencia de diversos ambientes en una pequeña superficie relativa hacen de esta área un lugar de interés para su conservación.

En la realización de este trabajo se utilizaron cámaras trampa, las cuales fueron colocadas en los corredores de monte ribereño adyacentes a los cursos de agua dentro del área de estudio, desde el año 2014 (**fig. 2**). Éstas fueron colocadas en el marco del monitoreo participativo en el cual se determinó la ubicación de las cámaras trampa en conjunto con los pobladores locales, así como también se realizó una identificación preliminar de especies en los denominados “fogones de fauna”, instancias de visualización de fotografías y videos con la población local. Las cámaras trampa pertenecen a diferentes modelos de la marca Bushnell, donde para algunos registros ciertas cámaras estuvieron programadas para filmar un video al activarse, mientras que otras estuvieron programadas para sacar fotos y filmar.

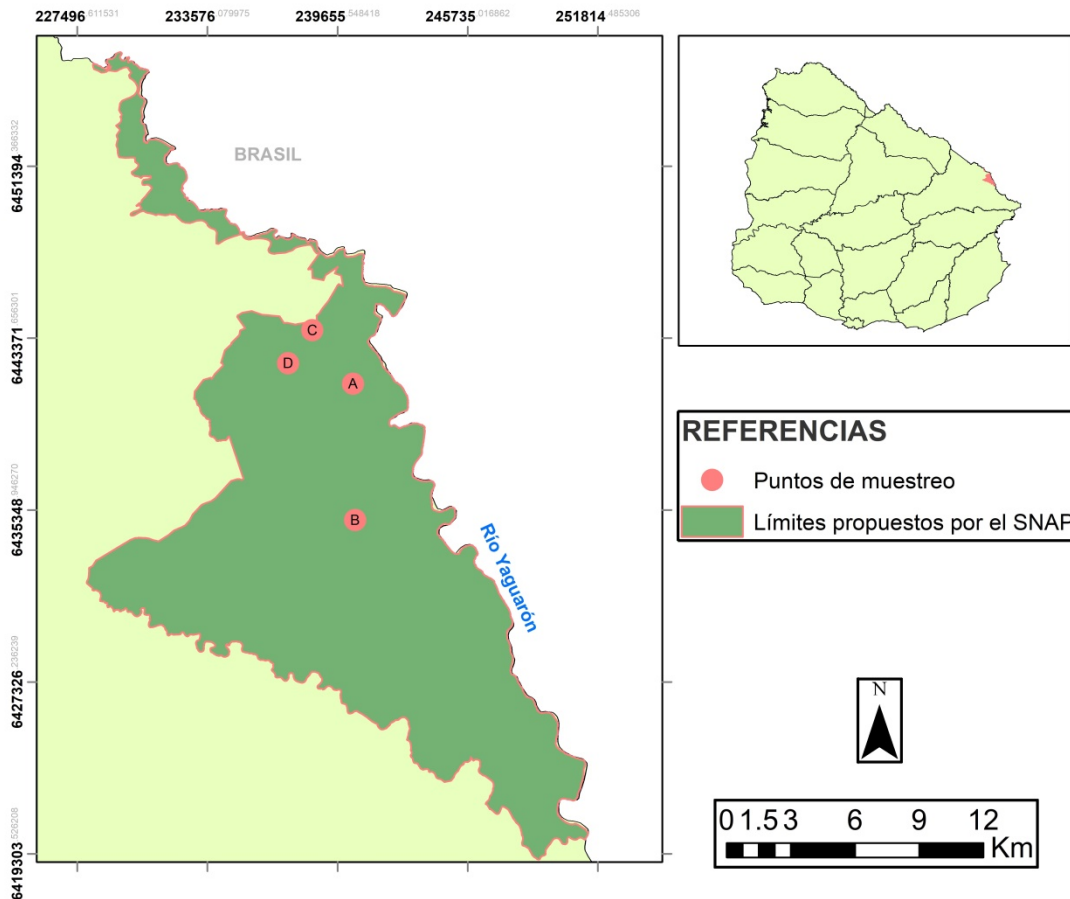


Figura 2. Ubicación de los puntos de muestreo dentro de los límites propuestos para el proyecto de Paisaje Protegido Área Paso Centurión-Sierra de Ríos perteneciente al Sistema Nacional de Áreas Protegidas.

Registro de riqueza de mamíferos

En la primera etapa del proyecto se sistematizaron las fotos y videos registrados por las cámaras desde el 2014 hasta el 2016 inclusive. Para cada registro se identificó la especie, el número de individuos, el día y la hora, la fase lunar, la temperatura y otras observaciones. Para cada sitio el registro

de las cámaras fue en los intervalos temporales siguientes: el sitio A desde el 15/12/2014 al 4/11/2016, el sitio B desde el 12/04/2015 al 18/08/2016, el sitio C desde el 13/08/2014 al 16/07/2016, y el sitio D desde el 12/10/2014 al 06/11/2016.

Estudio de variables ambientales

Se definió como matriz al área de pradera, y se definió como parches a todos los polígonos restantes. Los polígonos refieren al conjunto de entidades de área irregulares que representa la forma y la ubicación de los tipos de entidades homogéneas, que en este caso constituyen zonas de cobertura del suelo. Este criterio se mantuvo para los cálculos de heterogeneidad. Para los cálculos de conectividad se tomaron en consideración sólo los parches de forestación y monte nativo, porque de considerar todas las coberturas el resultado sería que todas las áreas estarían muy conectadas, sin apreciarse diferencias.

En una segunda etapa se determinaron aquellas variables ambientales que pudieran incidir en la riqueza de mamíferos en el área de estudio (en el **ANEXO 1** puede encontrarse una tabla descriptiva con mayor información sobre las variables escogidas):

1. Orden del curso de agua (OCA) en el que se encuentran las cámaras trampa.

El orden de un curso de agua consiste en asignar un orden numérico a los vínculos en una red de arroyos basado en la cantidad de afluentes (Strahler, 1957). Los cursos más pequeños y sin tributarios de una cuenca de drenaje son considerados cursos de agua de primer orden. Dos cursos de agua de primer orden forman un curso de agua de segundo orden, dos cursos de agua de segundo orden forman un curso de agua de tercer orden, y así sucesivamente.

El OCA se utiliza en estudios comparativos de fauna, generalmente en peces. Algunos autores establecen que los corredores que bordean cursos de tercer y cuarto orden tienen niveles altos de biodiversidad (Brinson et al., 1981; Nilsson et al., 1989; Spackman y Hughes, 1994). Sin embargo, según Ekness y Randhir (2007), el mayor potencial de hábitat para mamíferos, aves y anfibios se encuentra en los cursos de segundo orden.

2. Cobertura del suelo (CS).

Para determinar la CS se analizaron los tipos de ambientes circundantes en un área buffer de 2 km de radio a partir del punto de ubicación de cada cámara. Se realizó una clasificación supervisada con el *software* ArcGIS, a partir de una imagen satelital Landsat 8 del año 2016. Se logró un tamaño de

pixel de 15x15m gracias a la combinación de la imagen RGB con la banda pancromática. Se crearon clases: 1) Forestación; 2) Monte nativo; 3) Pastizal; 4) Suelo desnudo; y 5) Agua.

3. Área de parche.

Se midió el área de parche de monte en el cual se sitúa cada cámara. A mayor área se supone una mayor riqueza específica (MacArthur y Wilson, 1967).

4. Conectividad.

La conectividad de paisaje para cada área se realizó de dos formas:

a) Se midió la distancia efectiva al río Yaguarón desde cada cámara. A menor distancia se supone mayor conectividad, pues se espera un mejor acceso a un corredor continuo de monte ribereño.

b) Se calculó el índice de conectividad Probabilidad de Conectividad (PC) (Saura y Pascual-Hortal, 2007), con el software Conefor Sensinode 2.6 (Saura y Torné, 2012). PC consiste en el cálculo de la probabilidad de que dos puntos ubicados al azar dentro del paisaje queden situados en zonas de hábitat interconectadas entre sí, para un conjunto de teselas o unidades de hábitat y de enlaces (conexiones) entre las mismas (Saura y Pascual-Hortal, 2007).

Se realizó el cálculo del índice para distintas distancias posibles de dispersión máxima de los organismos, desde 500m a 4000m en intervalos de

500m. A mayores valores de PC se supone mayor conectividad. Se observó la variación de los valores de PC según la distancia de dispersión. Para los posteriores cálculos estadísticos en que se consideró la PC, se tomó la decisión de utilizar el valor en base a la distancia de dispersión máxima de 2000m, es decir, el radio de cada área de sitio de estudio.

5. Heterogeneidad ambiental.

Para medir la heterogeneidad ambiental se procuró medir la heterogeneidad en sus componentes estructural y configuracional. Fahrig y Nuttle (2005) enuncian que un paisaje más heterogéneo tiene una variedad mayor de coberturas de suelo diferentes (heterogeneidad composicional) y/o patrones espaciales más complejos de éstas (heterogeneidad configuracional). Los componentes de la heterogeneidad ambiental se ilustran en la **figura 3**.

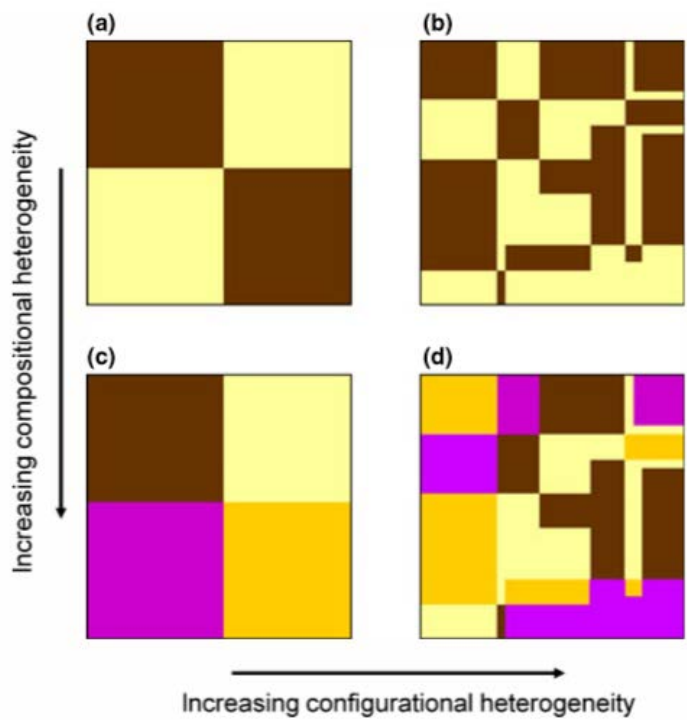


Figura 3. Ilustración de los componentes fundamentales de la heterogeneidad espacial: heterogeneidad composicional y heterogeneidad configuracional. Cada cuadrado representa un paisaje, y los diferentes colores representan diferentes coberturas del suelo de los paisajes. Extraído de Fahrig y Nuttle (2005).

La heterogeneidad configuracional se tuvo en cuenta calculando la Densidad de Borde (McGarigal y Marks, 1995; Katayama et al., 2014), la cual consiste en la suma de los perímetros de parches sobre el área total, expresado en metros por hectárea. Para comparar, se calculó dicho índice a) considerando todos los polígonos en el perímetro, b) considerando sólo bosque nativo y forestación en el perímetro y c) considerando todo menos la matriz (pradera), en el perímetro. En el análisis estadístico se utilizó la opción c, ya que se

entiende que todas las coberturas que se encuentran en la matriz aportan heterogeneidad configuracional.

Para contemplar el aspecto compositivo de la heterogeneidad, se calcularon el Índice de Diversidad de Simpson adaptado a ecología del paisaje (Simpson, 1949; McGarigal y Marks, 1995) y el Índice de Diversidad de Shannon adaptado a ecología del paisaje (Shannon y Weaver, 1949; McGarigal y Marks, 1995). El índice de Diversidad de Simpson (SIDI) se expresa con la siguiente fórmula:

$$SIDI = 1 - \sum_{i=1}^m P_i^2$$

Donde SIDI equivale a 1 menos la sumatoria de la abundancia proporcional de cada tipo de parche al cuadrado. SIDI se calculó de dos maneras: entendiendo la abundancia proporcional en base a a) la cantidad de parches de cada tipo, y b) los porcentajes de cobertura de cada tipo. En el análisis estadístico se eligió la opción a.

El Índice de Diversidad de Shannon se expresa con la siguiente fórmula:

$$SHDI = - \sum_{i=1}^m (P_i * \ln P_i)$$

Donde SHDI equivale al negativo de la sumatoria, a través de todos los tipos de parches, de la abundancia proporcional de cada tipo de parche multiplicado por el logaritmo natural de esa proporción. SHDI se calculó con el número de parches relativo de cada tipo de cobertura del suelo.

6. Productividad y tipos de suelo.

Se observó qué tipos de suelos existen en un buffer de 2 km de radio alrededor de cada cámara trampa. Se midió la superficie que abarcan los diferentes tipos de suelo para cada área buffer. La agrupación de los suelos utilizada fue la establecida por la Comisión Nacional de Estudio Agro-económico de la Tierra (CO.N.E.A.T., 1968). En base a los tipos de suelos encontrados en cada área y conociendo sus valores de CO.N.E.A.T., se estimó un *proxy* de la productividad de cada área sumando los índices de productividad de los tipos de suelos encontrados para cada sitio, ponderados por los porcentajes de extensión de los mismos.

6. Distancia lineal desde cada cámara a la construcción humana más próxima (exceptuando caminería).
7. Distancia lineal desde cada cámara a la caminería más próxima.
8. Presencia/ausencia de actividades de caza en el entorno de la cámara, evaluada mediante encuestas a los pobladores y a presencia de cazadores registrados por las cámaras.

9. Presencia/ausencia de animales domésticos en los registros de cámaras trampa.

Análisis Estadístico

Para determinar cuáles de los factores considerados explican mejor la riqueza de mamíferos observada en los sitios, se realizó un análisis de modelo lineal generalizado, para un máximo de 2 variables. Para la elección de los mejores modelos se utilizó el Criterio de información de Akaike (Akaike, 1974). Todos los análisis se realizaron en el *software* R (R Core Team, 2012), con la interfaz Rstudio (Rstudio, 2012). Antes de utilizar el comando *bestglm*, se estudió la correlación entre las diferentes formas de medir la heterogeneidad ambiental, y en caso de haber una fuerte correlación (cercana a 1), se optó por una de éstas.

RESULTADOS

Resultados generales de los registros con las cámaras trampa

Entre los 3278 registros procesados de las cámaras trampa, se encontró un total de 26 especies de mamíferos, dentro de las cuales 18 correspondieron a mamíferos considerados como fauna nativa (**fig. 4**). En el sitio D se

registraron 16 especies, en el sitio A se registraron 14, en C se registraron 12, y en el sitio B se registraron 9. El detalle de las especies registradas se encuentra en el **ANEXO 2**.

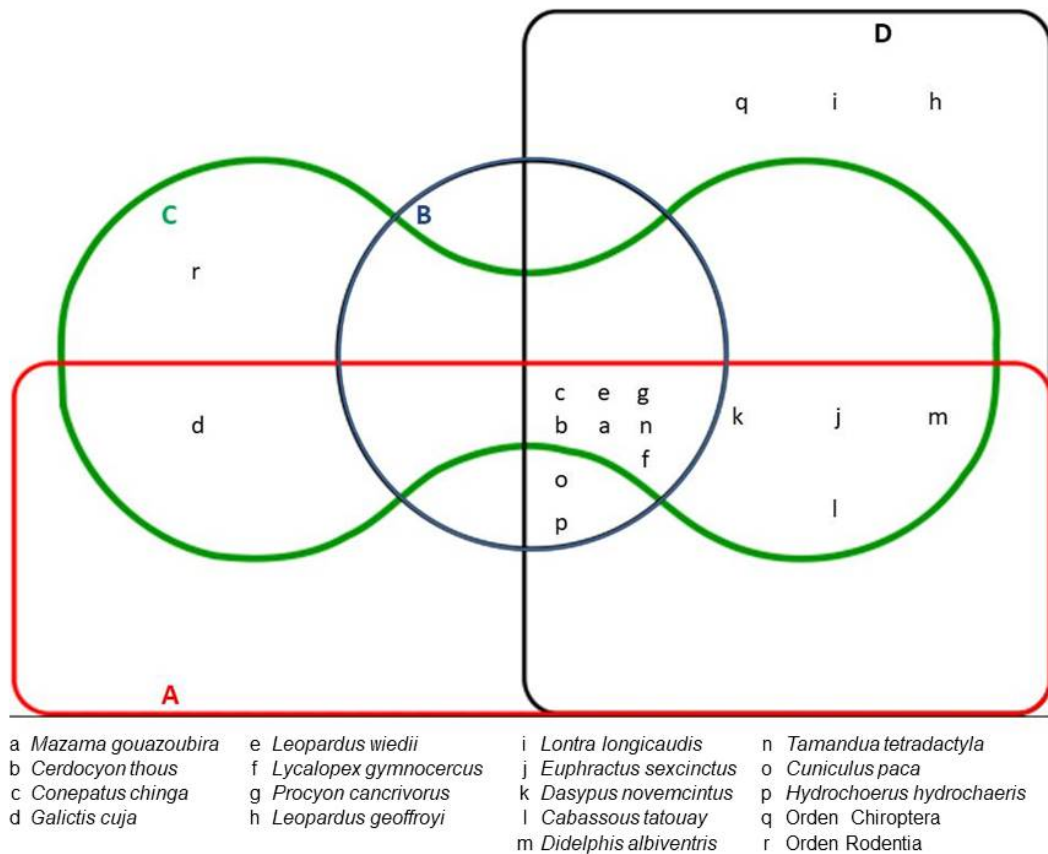


Figura 4. Diagrama de Venn de cuatro conjuntos para las especies nativas de mamíferos encontradas en los cuatro sitios de muestreo. Cada figura A, B, C y D representa un sitio de muestreo (una cámara que registra en una zona dada), mientras que las letras a-r representan las especies encontradas para cada uno, dejando ver las especies compartidas y las especies exclusivas.

Algunas especies fueron registradas en todos los sitios, mientras que otras fueron halladas exclusivamente en un sitio. En todos los sitios predominaron

los registros de especies del orden Carnivora, seguido por el orden Cingulata.

De las 18 especies de mamíferos nativos registradas, 7 fueron encontradas en todos los sitios: *Conepatus chinga*, *Leopardus wiedii*, *Procyon cancrivorus*, *Cerdocyon thous*, *Mazama gouazoubira*, *Tamandua tetradactyla* y *Lycalopex gymnocercus*. Para el sitio D se registraron tres especies exclusivas: *Lontra longicaudis*, *Leopardus geoffroyi* y un quiróptero. Se encontraron dos especies para las cuales no se pudo determinar su identidad específica, pero que fueron incluidas en el análisis estadístico.

También se registraron especies exóticas, algunas invasoras y otras domésticas: jabalí (*Sus scrofa*), liebre europea (*Lepus europaeus*), oveja (*Ovis orientalis*), vaca (*Bos taurus*), caballo (*Equus ferus caballus*), perro (*Canis lupus familiaris*) y gato doméstico (*Felis catus*).

Resultados de medición de variables

1. Orden del curso de agua (Strahler, 1957) para cada sitio de ubicación de cámara trampa.

Como se observa en la **tabla 1** del **ANEXO 3**, la cámara del sitio C presenta menor orden (2), mientras que el sitio B es la que presenta mayor orden (5).

2. Cobertura del suelo.

Como resultado de la clasificación supervisada se obtuvo un mapa de cobertura del suelo con cinco clases: 1) Forestación; 2) Monte nativo; 3) Pastizal; 4) Suelo desnudo; y 5) Agua (**Fig. 5**).

Cobertura del suelo del área de estudio

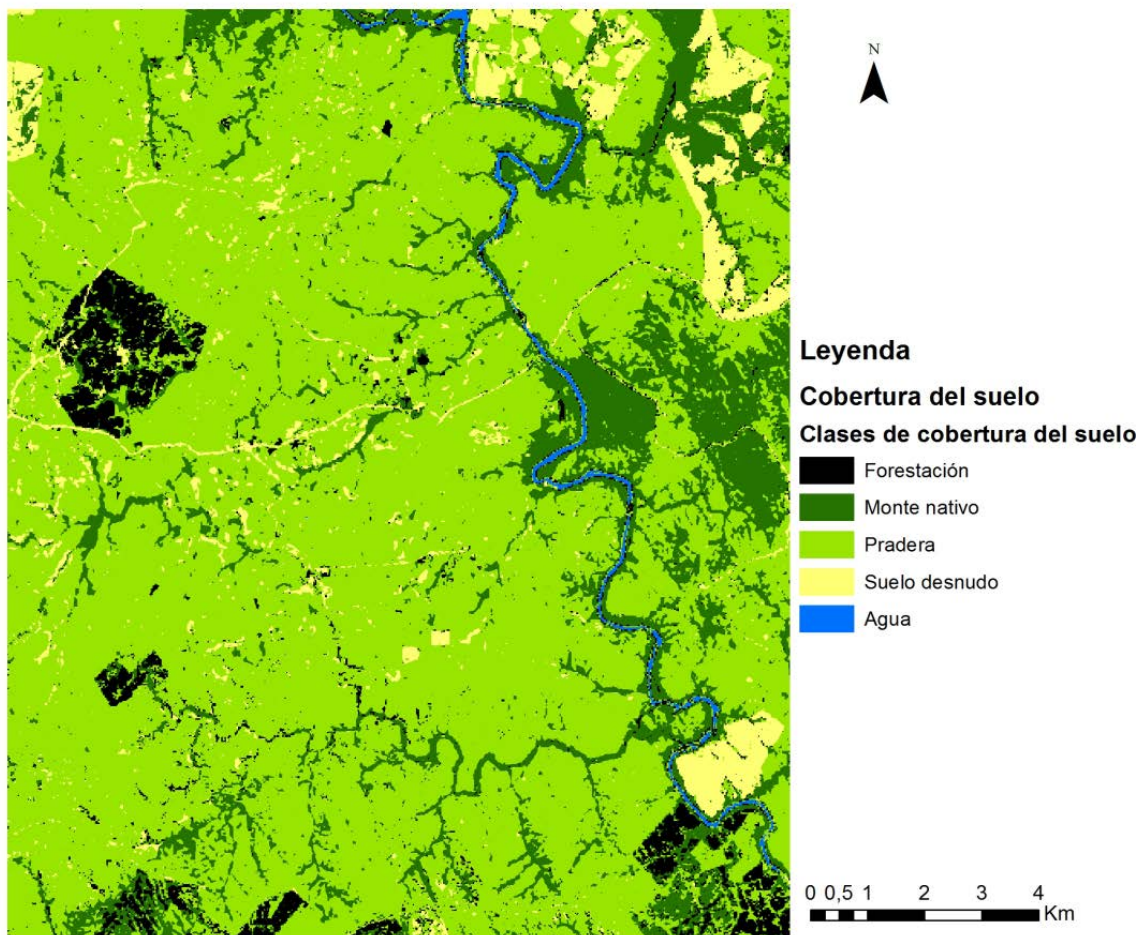


Figura 5. Mapa de cobertura del suelo del área de estudio.

Al mapa de cobertura del suelo se le aplicó un buffer de 2km alrededor de cada punto de ubicación de las cámaras trampa, obteniendo diferentes zonas a comparar, como se ilustra en la **figura 6**.

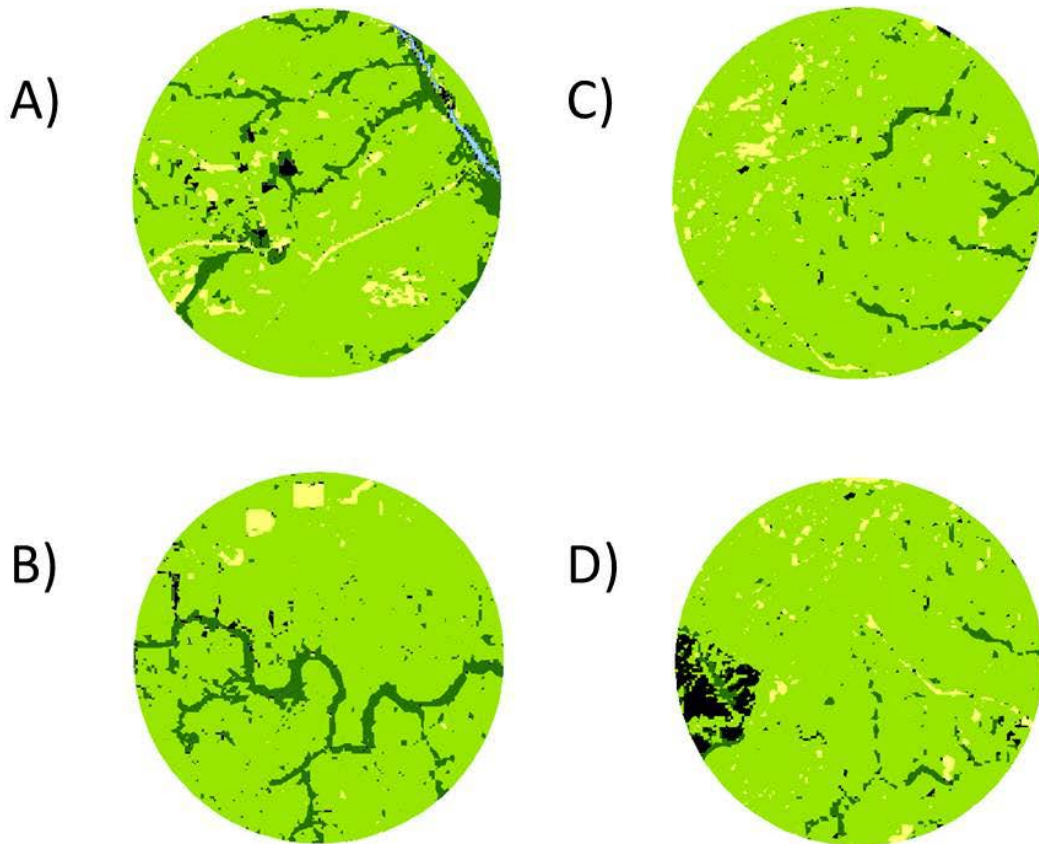


Figura 6. Cobertura del suelo para las diferentes áreas buffer. En el centro de cada círculo se ubica una cámara trampa. Cada una de estas áreas se denomina sitio de muestreo.

Para cada área se calcularon los porcentajes de cobertura de cada categoría (**tabla 2 del ANEXO 3**). Para todos los sitios se observa que la categoría Pradera es la predominante en lo que respecta a porcentajes de cobertura, con valores entre 83% y 92%. En el caso de la Forestación, la categoría no presenta gran cobertura en el área de ninguno de los sitios, aunque está más presente en el sitio D con un 4.18%. El monte nativo presenta coberturas iguales o inferiores al 10%, destacándose los sitios A y B con mayores coberturas, con un 10% y 9.5% respectivamente .

3. Área de parche.

En la **tabla 3 del ANEXO 3** se aprecia que el sitio A posee la mayor área de parche de monte y menor distancia al río Yaguarón, mientras que el sitio B posee mayor PC, seguido por el sitio A .

4. Conectividad.

En en la **tabla 4 del ANEXO 3** se muestran los valores de conectividad para cada sito, medidas como la distancia efectiva al río Yaguarón desde cada cámara y el índice de Probabilidad de Conectividad (PC). Para todas las distancias de dispersión, el sitio más conectado fue el B, seguido por el A.

Los indicadores de conectividad propuestos otorgan diferentes resultados en relación a los valores relativos de conectividad entre sitios. Se observa que

los sitios se mantienen prácticamente en el mismo orden de conectividad a medida que aumentamos los valores de PC (**Fig. 1 del ANEXO 3**), aunque para distancias entre 1000m y 1500m puede observarse un cambio donde A pasa a ser más conectado que el sitio D, relación que se mantiene a medida que aumentamos los valores de distancia.

5. Heterogeneidad ambiental.

Todas las formas de medida propuestas de heterogeneidad ambiental arrojan la conclusión de que el sitio A es el más heterogéneo. En la **tabla 5 del ANEXO 3** se ilustran los resultados para el cálculo de Densidad de Borde y para el Índice de Diversidad de Simpson, siendo este último expresado en base a los porcentajes de cobertura. El resto de los cálculos (SIDI en base a cantidad de parches por tipo de cobertura y SHIDI) fueron descartados ya que para el análisis estadístico hubo que optar por una medida del componente composicional de la heterogeneidad ambiental.

6. Productividad.

Según la Carta de Reconocimiento Detallado de Suelos del Uruguay 2016, todos los sitios considerados se encuentran en la unidad Sierra de Polanco. Para el caso del sitio D, el tipo de suelo predominante es el 8.3 (51%), seguido del 2.11a (36%). Para el caso del sitio C, el tipo de suelo

predominante es el 8.3 (75%). Para el caso del sitio A, el tipo de suelo predominante es el 8.3 (85%). Para el caso del sitio B, el tipo de suelo predominante es el 8.3 (39%), seguido del 2.20 (28%).

En la **tabla 6** del **ANEXO 3** se muestran los valores de productividad para cada sitio. Los valores oscilan entre 54.4 y 62.8, siendo los sitios B y C los que presentan mayor productividad.

7. Distancia lineal desde cada cámara a la construcción humana más próxima (exceptuando caminería).

El sitio que presentó mayor cercanía fue el D, mientras que el que presentó más lejanía fue el B. Pueden verse detalles en en la **tabla 7** del **ANEXO 3**.

8. Distancia lineal desde cada cámara a la caminería más próxima.

El sitio más cercano a la caminería es el B. Pueden verse detalles en la **tabla 8** del **ANEXO 3**.

9. Presencia/ausencia de actividades de caza en el entorno de la cámara.

Se realizan actividades de caza en los sitios A y B. Pueden verse detalles en la **tabla 9** del **ANEXO 3**.

10. Presencia/ausencia de animales domésticos en los registros de cámaras trampa.

Hay animales domésticos presentes en todos los sitios. Pueden verse detalles en la **tabla 10** del **ANEXO 3**.

Elección de modelos de riqueza

Se analizaron los dos mejores modelos para explicar la riqueza de mamíferos observada en función de las variables utilizadas (**Tabla 1**). El análisis fue realizado para una distribución Normal, ya que los valores de AIC fueron mejores y las variables de los mejores modelos fueron significativas.

El modelo 1 propone que las variables que mejor explican la riqueza de mamíferos son la distancia a la caminería y la productividad, en una correlación positiva y negativa respectivamente.

El modelo 2 propone que las variables que mejor explican la riqueza de mamíferos son la actividad de caza y la heterogeneidad ambiental, en una correlación negativa y positiva respectivamente.

Tabla 1. Resultados de los mejores modelos para explicar la riqueza observada en función de las variables ambientales utilizadas. Ambos casos son regresiones lineales simples, y todos los parámetros obtenidos son significativos con $p < 0.03$.

Modelo	Distancia a caminería	Productividad	Caza	Heterogeneidad Ambiental	R2 Ajustado	AIC
1	0.00912	-0.8434868	-	-	0.9993	-4
2	-	-	6.8867	52.4862	0.9949	3

DISCUSIÓN

Si bien cuatro sitios resultan pocos eventos para obtener correlaciones robustas entre las variables seleccionadas y la riqueza específica de mamíferos en el área de estudio, resulta interesante discutir los resultados de los mejores modelos obtenidos con dos variables, generados en relación a las hipótesis de este trabajo.

Asimismo, es posible que la escala de análisis no haya sido la adecuada para todos los factores considerados. Es importante que la extensión y el grano reflejen, en lo posible, el fenómeno ecológico bajo estudio; de lo contrario, los patrones del paisaje detectados pueden tener poco significado, lo cual podría llevar a sacar conclusiones erróneas. Probablemente se utilizó un grano menor al adecuado, ya que los procesos ecológicos bajo consideración, y en particular los mamíferos y las variables consideradas, podrían operar a una resolución mayor. Por ejemplo, los efectos de la cobertura del suelo quizá no se vean reflejados en áreas de 2km de radio, ya

que esa resolución podría no ser acorde a la capacidad de dispersión de algunos grupos de mamíferos que tienen distancias mayores de dispersión, generando que los sitios no sean independientes entre sí dada su cercanía. Sin embargo, en relación a lo antedicho, la elección del tamaño de las áreas buffer tuvo su razón en la no superposición de las mismas, así como también en la falta de información acerca de las distancias de dispersión de las especies de mamíferos nativos.

Riqueza de mamíferos

Se registraron 18 especies de mamíferos nativos para las cámaras seleccionadas, las cuales ya habían sido registradas en la zona en el marco de las actividades “fogones de fauna” realizadas por JULANA y la población local, instancias donde además se registraron las especies *Chrysocyon brachyurus*, *Leopardus braccatus*, *Puma yagouaroundi* y *Sphiggurus spinosus*, la mayoría de las cuales constituyen especies raras en Uruguay. Estos registros confirman la importancia de Paso Centurión para la conservación de mamíferos en el país.

Un detalle no menor es que la cámara del sitio D en un momento se movió durante una tormenta, quedando ésta con su foco en dirección hacia el curso

de agua, donde posteriormente se registraron dos especies exclusivas: *Leopardus geoffroyi* y *Lontra longicaudis*. Si bien estos hechos no necesariamente están relacionados, se pone en consideración si la cantidad de cámaras y su disposición fue la adecuada en relación a si lograron reflejar la riqueza presente en cada punto. Quizá hubiera sido mejor que, para cada sitio, la colocación de las cámaras cubriera los dos microambientes más representativos del parche donde se encontraba cada cámara, es decir, el monte y el curso de agua. Por tanto, podría sugerirse la colocación de dos cámaras por sitio. En ese sentido, tampoco se analizaron registros de cámaras en pastizal y forestación, lo cual también constituye un sesgo de este estudio. Se cuenta con registros en forestación y en un bañado, los cuales podrían incluirse en análisis futuros.

Hipótesis 1

En relación a la primer hipótesis, puede decirse que este trabajo apoya la idea de que la heterogeneidad y la riqueza específica están correlacionadas de manera positiva, apoyando la hipótesis hábitat-heterogeneidad. Los cálculos de heterogeneidad estructural y configuracional resultaron coherentes entre sí, aunque no se han abarcado las diferentes formas de definir y estimar la heterogeneidad ambiental, como ser el tamaño de parche,

dominancia de parche, variabilidad de la forma del parche mediano, entre otras.

Se observó que los sitios de mayor riqueza no son los que tienen mayores valores de densidad de borde. Tal vez esto pueda atribuirse a que, para la heterogeneidad configuracional o estructural medida como densidad de borde, un aumento en la heterogeneidad afectaría positivamente la biodiversidad hasta cierto punto. Sin embargo, cuando la densidad de borde es muy alta y los parches son de tamaño pequeño, pasan a primar los efectos de la fragmentación y por ende produce un declive en la biodiversidad para altos valores de heterogeneidad (Duelli, 1997; Tschamtkke et al., 2005).

En relación a la cobertura de monte, puede observarse que el sitio A cuenta con más área de monte total (nativo y forestal) y mayor área de parche de monte circundante a la cámara trampa. Sin embargo éste no fue el sitio con valores mayores de riqueza, aunque sí fue el segundo. El sitio más rico, el D, fue el que obtuvo coberturas menores de monte total, y mayores coberturas de monte forestal.

Esto último resulta interesante para discutir, ya que existe una percepción común de que las plantaciones forestales son un “desierto ecológico”. Por otro lado, existen estudios que documentan que éstos pueden proporcionar

hábitats para especies nativas de plantas, animales y hongos (Parrotta et al., 1997; Humphrey et al., 2000; Barbaro et al., 2005; Carnus et al., 2006). Las plantaciones forestales podrían contribuir a: suplementar o complementar el hábitat de especies que habitan los bosques nativos; aumentar la conectividad, permitiendo una mayor dispersión (Ferrerías 2001); así como producir un efecto buffer en los bordes de los parches de monte nativo, apaciguando el cambio en el microclima en relación a la irradiación, temperaturas, déficit de presión de vapor y velocidad del viento. Sin embargo, si comparamos el bosque forestal con el bosque nativo, podríamos decir que este último representa hábitats superiores para las especies nativas, ya que presenta más diversidad y mayor complejidad (Armstrong y van Hensbergen, 1996; Moore y Allen, 1999; Lindenmayer y Hobbs, 2004).

Los beneficios de las plantaciones forestales podrían variar entre especies generalistas y especialistas y sus capacidades de dispersión, ya que las especies generalistas y de amplia dispersión podrían favorecerse al contar con corredores biológicos y nuevos hábitats, mientras que las especies especialistas pueden verse perjudicadas en caso de una suplantación de bosque nativo por forestal, generando un empobrecimiento de la biota (Ewers y Didham, 2006).

Los beneficios de las plantaciones forestales también dependerán de la cobertura del suelo existente previamente, es decir, si la cobertura suplantada representaba hábitats mejores y suficientes. También influye el ciclo de cultivo de estos montes, ya que éstos suelen durar entre 7 y 20 años aproximadamente.

Asimismo, cabe destacar que estas observaciones muchas veces presuponen que la matriz no tiene valor para la supervivencia de las especies que se encuentran en los bosques, cuando ésta podría proporcionar gradientes con recursos valiosos para los animales, proporcionar zonas buffer y permitir su dispersión (Brockhoff et al., 2008).

Para el caso de Uruguay existen algunos estudios que relacionan la forestación y la riqueza de mamíferos. En su trabajo, Ruiz (2017) concluye que, para el caso de los mamíferos invasores, la forestación no representa un gran facilitador de la invasión biológica. Sin embargo, se plantea que el monte forestal podría auspiciar como refugio secundario en el paisaje, o sitio alternativo de tránsito para el caso del jabalí, así como también podría representar una amenaza para especies que habitan principalmente la pradera, como ser el caso de la liebre. En el trabajo de Andrade-Núñez y Aide (2010), se concluye que las plantaciones de *Eucalyptus* tienen efectos diferentes sobre los mamíferos nativos, constituyendo transformaciones del

paisaje favorables para aquellas especies generalistas que evitan las pasturas (ej. *Cerdoctyon thous* y *Lontra longicaudis*), y desfavorables para las especies que habitan fundamentalmente dicho ambiente (ej. *Dasypus hibrudus*).

La correlación negativa con respecto a la productividad no se adhiere a la primer hipótesis, donde se espera que en ambientes más productivos la riqueza sea mayor. Esto puede deberse a que el índice CONEAT utiliza exclusivamente parámetros de producción ganadera y las unidades de suelo para expresar la capacidad de producción de un área, reduciendo la productividad a términos de carne bovina y ovina, y lana (Lanfranco y Sapriza, 2011). Además los tipos de suelo están descritos en base a las condiciones actuales de estructura (y por tanto asociadas al manejo) y no respecto al potencial natural real del sitio. También podría suponerse que los mejores suelos en términos del índice CONEAT son los escogidos para el desarrollo de actividades productivas, lo cual podría devenir en áreas con mayores impactos antrópicos que alteren la biodiversidad. Otra posible causa podría ser que hacen falta más eventos para que el análisis estadístico refleje la correlación. Se podría haber utilizado otra manera de medir la productividad, como ser un índice de productividad primaria neta aérea (Lanfranco y Sapriza, 2011).

Hipótesis 2

En relación a la segunda hipótesis, puede visualizarse que la distancia a la caminería y la actividad de caza fueron dos variables que aparecieron en los modelos 1 y 2 respectivamente.

Los efectos potenciales que las actividades de caza pueden tener sobre los grandes depredadores son el aumento de la mortalidad de individuos, la disminución de sus presas naturales y la modificación de sus relaciones competitivas con otros depredadores (Paviolo, 2010). Asimismo, cabe destacar que, según lo declarado por la población local, las actividades de caza en los predios de las cámaras corresponden a actividades tradicionales para el autoconsumo y no tienen una finalidad comercial o deportiva. Sin embargo, no se descarta la posibilidad de que exista la influencia de actividades de caza furtiva por parte de personas que no son pobladoras locales.

Si bien las dimensiones de la caminería en el área de estudio son relativamente pequeñas, quizá, en lo referente a la dispersión de los individuos, la producción de ruido o el efecto barrera por parte de éstas podrían ser factores que contribuyeran a encontrar menor riqueza de mamíferos cerca de las zonas donde se establecen. Asimismo, en lo que refiere a la accesibilidad del ser humano, podría pensarse que la caminería

podría permitir mayores interacciones entre el ser humano y la fauna nativa, comprometiendo su presencia en las zonas circundantes a estas modificaciones humanas.

Proyecciones a futuro

Sería interesante incorporar otros sitios en el análisis de datos a futuro para lograr resultados más robustos en relación al conocimiento acerca de los factores que influyen en la riqueza de mamíferos en nuestro país a la escala considerada, así como también para contrastar los resultados actuales con otros estudios. Asimismo, se podrían incorporar otros factores que pudieran estar influenciando la riqueza de mamíferos. También se proyecta compartir los resultados con la comunidad de Paso Centurión y discutirlos con los pobladores para evaluar diferentes interpretaciones.

Conclusiones

Paso Centurión es un área que presenta una gran diversidad de mamíferos, debido a su riqueza específica y a la aparición de especies raras y/o exclusivas para nuestro país. En una primera instancia de análisis surgen las posibilidades de que la heterogeneidad ambiental, la productividad, las

actividades de caza y la distancia a la caminería sean variables con influencia sobre la riqueza específica de este grupo. Para identificar los factores que afectan la riqueza de mamíferos observada es preciso extender el estudio a una mayor cantidad de sitios, rever la concordancia entre la escala y los factores considerados, colocar al menos dos cámaras por sitio y analizar la totalidad de las cámaras colocadas en el área para incorporar otros sitios.

Este trabajo contribuye a ampliar el conocimiento acerca de la fauna de Paso Centurión, así como también profundizar en las características de su ambiente en articulación con los procesos de monitoreo participativo que se desarrollan en el área.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Achkar M., Cantón V., Díaz I., et al. (2010) *Áreas protegidas: un desafío en el ordenamiento ambiental del territorio*. Biblioteca Plurar. Uruguay, Ediciones Universitarias.

Akaike, H. (1974) A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* (6): 716-723.

Andrade-Núñez, M.J.; Alde T.M. (2010) Effects of habitat and landscape characteristics on medium and large mammal species richness and composition in northern Uruguay. *Zoología*, 27(6): 909-917.

- Araújo, M. B.; Rahbek, C. (2006) How does climate affect biodiversity. *Science*, 313: 1396-1397.
- Armstrong, A.J.; van Hensbergen H.J. (1996) Impacts of afforestation with pines on assemblages of native biota in South Africa. *South African Forestry Journal*, 175:35–42.
- August, P.V. (1983). The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology*, 64:1495–1507.
- Baquero, R.A.; Tellería J.L. (2001) Species richness, rarity and endemism of European mammals: a biogeographical approach. *Biodiversity and Conservation*, 10: 29–44.
- Barbaro, L.; Pontcharraud L.; Vetillard F.; et al. (2005) Comparative responses of bird, carabid, and spider assemblages to stand and landscape diversity in maritime pine plantation forests. *Ecoscience*, 12:110–121.
- Begon, M.; Harper J.L.; Townsend C.R. (2006) *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. Reino Unido, Blackwell Publishing.
- Bennett, A.F. (1999) *Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. Reino Unido, International Union for Conservation of Nature and Natural Resources.
- Blackburn, T.M.; Gaston, K.J. (1997) The relationship between geographic area and the latitudinal gradient in species richness in New World birds. *Evolutionary Ecology*, 11: 195- 204.
- Bodmer, R.E.; Eisenberg J.F.; Redford K.H, (1997) Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conservation Biology*. 11: 460–466.
- Borthagaray, A.I.; Barreneche J.M.; Abades S. et al. (2014) Modularity along Organism Dispersal Gradients Challenges a Prevailing View of Abrupt Transitions in Animal Landscape Perception. *Ecography* 37: 564–571.
- Brazeiro, A.; Panario, D.; Soutullo, Á.; Gutiérrez, O.; et al. (2012) *Clasificación y delimitación de las eco-regiones de Uruguay*. Informe Técnico. Convenio MGAP/PPR – Facultad de Ciencias/Vida Silvestre/ Sociedad Zoológica del Uruguay/CIEDUR.
- Brinson, M.M.; Swift, B.L.; Pantico, R.C.; et al. (1981) Riparian ecosystems: their ecology and status. *Biological Service Program*. FWS/OBS-81/17.
- Brockerhoff, E.G.; Jactel, H.; Parrotta, J.A.; et al. (2008) Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation*, 17 925–951.

Brown, J.H.; Lomolino, M.V. (1998) *Biogeography*. 2a ed. Sunderland, Massachusetts, Sinauer Associates.

Camino, M.; Cortez, S.; Matteucci, S.D.; et al. (2017) Experiencia de monitoreo participativo de fauna en el Chaco Seco Argentino. *Mastozoología Neotropical*, 24(1):31–46.

Carnus, J.M.; Parrotta, J.; Brockerho, V.E.G.; et al. (2006) Planted forests and biodiversity. *Journal of Forestry* 104(2):65–77.

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

Congreso Europeo de la Asociación Internacional de Ecología del Paisaje. (1998). Preston, Reino Unido. Asociación Internacional de Ecología del Paisaje

Convenio Sobre la Diversidad Biológica. 1992. Río de Janeiro. Naciones Unidas.

Cravino, A. (2014) *El ensamble de carnívoros (Orden Carnivora) del área protegida Parque Nacional San Miguel (Rocha , Uruguay): uso de hábitat , dieta y valor indicador*. Tesis de grado de la Licenciatura en Ciencias Biológicas, Universidad de la República.

Crooks, K. R.; Sanjayan, M. (2006) *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.

Danielsen, F.; Burgess, N.D.; Balmford, A.; et al. (2009) Local Participation in Natural Resource Monitoring: A Characterization of Approaches. *Conservation Biology* 23 (1): 31–42.

Di Bitetti, M.S.; Albanesi, S.A.; Foguet, M.J.; et al. (2013) The effect of anthropic pressures and elevation on the large and medium-sized terrestrial mammals of the subtropical mountain forests (Yungas) of NW Argentina. *Mammalian Biology* 78(1):21–27.

Duelli, P. (1997) Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: an approach at two different scales. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 62: 81–91.

Ekness P.; Randhir T. (2007) effects of riparian areas, stream order, and land use disturbance on watershed-scale habitat potential: an ecohydrologic approach to policy. *Journal of the american water resources association*, (43)6 1468-1482.

Ewers, R.M.; Didham, R.K. (2006) Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81:117–142.

Fahrig, L.; Nettle, W.K. (2005) Population ecology in spatially heterogeneous environments. En: Lovett, G.M., ed.; Jones, C.G., ed.; Turner, M.G., ed.; Weathers,

K.C., ed. *Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes* Nueva York, Springer-Verlag, p. 95–118.

Fahrig, L.; Baudry, J.; Brotons, L.; et al. (2011) Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters* (2011) 14: 101–112.

Ferreras, P. (2001) Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx. *Biological Conservation* 100:125–136.

Field, R.; Hawkins, B.A.; Cornell, H.V.; et al. (2009) Spatial species-richness gradients across scales : a meta-analysis. *Journal of Biogeography*, 36:132–147.

Gaston, K. J.; Spicer, J. I. (2004) *Biodiversity: an introduction*. 2a ed. Oxford, Blackwell Publishing.

Gavin, T.A. (1991) Why ask “Why”: The importance of evolutionary biology in wildlife science. *Journal of Wildlife Management* 55(4):760–766.

González, E.M.; Martínez-Lanfranco, J.A. (2013) Mamíferos. En: Soutullo A., ed.; Clavijo C., ed.; Martínez-Lanfranco, J.A., ed. *Especies prioritarias para la conservación en Uruguay. Vertebrados, moluscos continentales y plantas vasculares*. Montevideo, SNAP/DINAMA/MVOTMA y DICYT/MEC. p. 222.

González, E.M.; Martínez, J.A. (2010) *Mamíferos de Uruguay. Guía de campo e introducción a su estudio y conservación*. Montevideo, Banda Oriental, Vida Silvestre, MNHN.

Grattarola, F.; Hernández, D.; Duarte, A.; et al. (2016) Primer registro de Yaguarundí (*Puma yagouaroundi*) en Uruguay, con comentarios sobre monitoreo participativo. *Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay (2ª época)*. 25(1): 85–91.

Hannah, L.; Midgley, G. F.; Lovejoy, T.; et al. (2002). Conservation of biodiversity in a changing climate. *Conservation Biology* 16: 264-268.

Hawkins, B. A.; Porter, E.; Diniz-Filho, J.A.F. (2003) Productivity and history as predictors of the latitudinal diversity gradients of terrestrial birds. *Ecology*, 84: 1608-1623.

Heywood, V.H.; Baste I. (1995) *Global biodiversity assessment*. Nueva York, Cambridge University Press.

Hortal, J.; Triantis, K.A.; Meiri, S. et al. (2009). Island species richness increases with habitat diversity. *The American Naturalist*, 174:205–217.

Howe, E.J.; Buckland S.; Després-Einspenner, M.L.; Kühl, H. (2017) Distance sampling with camera traps. *Methods in Ecology and Evolution*, 8 (11)1558-1565.

Humphrey, J.W.; Newton, A.C.; Peace, A.J.; et al. (2000) The importance of conifer plantations in northern Britain as a habitat for native fungi. *Biological Conservation* 96:241–252.

IUCN. (2017) *IUCN Red List version 2017-1: Table 3a*. Disponible en <www.iucnredlist.org> [Acceso 04 de mayo 2017].

Jetz, W.; Rahbek, C. (2002) Geographic range size and determinants of avian species richness. *Science*, 297: 1548-1551.

JULANA. (2016) JULANA: Una manera divertida de conocer y conservar nuestra biodiversidad. *Sociedad Zoológica Del Uruguay*, 32:10–12.

Katayama, N.; Amano, T.; Naoe, S.; et al. (2014). Landscape Heterogeneity–Biodiversity Relationship: Effect of Range Size. *PLOS ONE* 9 (3): 1-8.

Kuussaari, M.; Bommarco, R.; Heikkinen, R.K.; et al. (2009) Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(10):564–571.

Lande, R. (1996) Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*, 76(1):5–13.

Lanfranco, B.; Sapriza, G. (2011) El índice CONEAT como medida de productividad y valor de la tierra. *INIA*, 187.

Li, H.; Reynolds, J. (1995). On definition and quantification of heterogeneity. *Oikos*, 73:280–284.

Lindenmayer, D.B.; Hobbs, R.J. (2004) Fauna conservation in Australian plantation forests-a review. *Biological Conservation*, 119 (2)151-168.

MacArthur, R. H. (1972). *Geographical ecology: Patterns in the distribution of species*. Nueva Jersey, Princeton University Press.

MacArthur, R.H.; Edward O. W. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton, Princeton University Press.

McGarigal, K.; Mark, B. (1995) *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Portland, Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.

Mace, G.M.; Norris, K.; Fitter, A.H. (2012) Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology and Evolution* 27(1):19–25.

Maestre, F.; Escudero, A.; Bonet, A. (2008) *Introducción al Análisis Espacial de Datos en Ecología y Ciencias Ambientales: Métodos y Aplicaciones*. Madrid, DIKINSON, Universidad Rey Juan Carlos.

Moore, S.E.; Allen, H.L. (1999) Plantation forestry. En: Hunter, M.L., ed. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Nueva York, Cambridge University Press, p. 400–433.

Naeem, S.; Duffy, J.E.; Zavaleta, E. (2012) The Functions of Biological Diversity in an Age of Extinction. *Science*, 336:1401–1406.

O'Brien, T.G.; Kinnaird, M.F.; Wibisono, H.T. 2011. Estimation of Spices Richness of Large Vertebrates Using Camera Traps: An Example from an Indonesian Rainforest. En: O'Connell, A.F., ed.; Nichols, J.D. ed.; Karanth, K., ed. (2011) *Camera Traps in Animal Ecology. Methods and Analyses*. Springer, p. 233-252.

O'Connell A. F.; Nichols, J. D.; Ullas, K. K. (2011) *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Nueva York, Springer.

Opdam, P.; Wascher, D. (2004) Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological Conservation*, 117: 285-297.

Parrotta, J.A.; Turnbull, J.; Jones, N. (1997) Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management*, 99:1–8.

Paviolo, A.J. (2010) Densidad de yagareté (*Panthera onca*) en la selva paranaense: su relación con la disponibilidad de presas, presión de caza y coexistencia con el puma (*Puma concolor*). *Mastozoología Neotropical*, 17(2):397-408.

Peña, D. (2002) *Análisis de datos multivariantes*. S.A. MCGRA. Disponible desde: <<https://www.scribd.com/doc/132365997/Pena-Daniel-Analisis-de-Datos-Multivariantes-2002-pdf>> [Acceso 11 de enero 2019].

Poggio, S.L.; Chaneton, E.J.; Ghera, C.M. (2010). Landscape complexity differentially affects alpha, beta, and gamma diversities of plants occurring in fencerows and crop fields. *Biological Conservation*, 143:2477–2486.

Rahbek, C.; Graves, G.R. (2001) Multiscale assessment of patterns of avian species richness. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98: 4534-4539.

R Core Team (2012) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria. R Foundation for Statistical Computing.

Rodriguez, R. (2001) Evaluaciones ecológicas rápidas aplicadas a la reserva de biosfera Bañados del Este. Rocha, Programa de Conservación de La Biodiversidad Y Desarrollo Sustentable En Los Humedales Del Este 36:1–6.

RStudio (2012) *RStudio: Integrated Development Environment for R (Version 0.96.122)* Disponible desde: <<http://www.rstudio.com>> [Acceso 17 de diciembre 2017].

Ruggiero, A.; Kitzberger, T. (2004) Environmental correlates of mammal species richness in South America: effects of spatial structure, taxonomy and geographic range. *Ecography*, 27(4):401–417.

Ruiz, M. (2017) *Ecología de mamíferos exóticos en predios forestales de los Departamentos de Río Negro y Flores, Uruguay*. Tesis de Maestría. Universidad de la República.

Saura, S.; Torne, J. (2012) *Conefor 2.6 user manual*. Disponible desde: <www.conefor.org> [Acceso 20 de marzo 2018].

Saura, S.; Pascual-Hortal L. (2007). A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and urban planning*, 83 (2-3) 91-103.

Schipper, J. et al (2008). The Status of the World's Land and Marine Mammals: Diversity, Threat, and Knowledge. *Science*, (322)5899: 225–30.

Schluter, D., Ricklefs, R.E. (1993) Species diversity: an introduction to the problem. En *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives*, 1–10.

Shannon, C.; Weaver, W. (1949) *The mathematical theory of communication*. Estados Unidos, Urbana: University of Illinois Press.

Simpson, E.H. (1949) Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688.

Simpson, G.G. (1964) Species density of North American recent mammals. *Systematic Zoology* 13: 57-73.

SNAP. (2018). Proceso de ingreso de Paso Centurión y Sierra de Ríos al Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Disponible en <<http://mvotma.gub.uy/participacion-ciudadana-ambiente/manifiestos-de-ambiente/item/10011579-manifiesto-proyecto-de-seleccion-y-delimitacion-del-area-paso-centurion-y-sierra-de-rios>> [Acceso 16 de febrero 2019].

Sodhi, N.S.; Ehrlich, P.R. (2010) *Conservation biology for all*. Nueva York, Oxford University Press.

Spackman, S.; Hughes, J. (1994) Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA. *Biological Conservation*, 71 (1995) 325-332.

Stein, A.; Gerstner, K.; Kreft, H. (2014) Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology Letters*, 17(7):866–880.

Toranza, C. (2011) Riqueza de anfibios de Uruguay: determinantes ambientales y posibles efectos del cambio climático. Maestría en Ciencias Biológicas. Universidad de la República.

Turner, M.G.; Gardner, R.H.; O'Neill, R.V. (2001) *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. New York, Springer.

Taylor, P.; Fahrig, L.; Henein, K.; et al. (1993) Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68: 571-573.

Tscharntke, T.; Klein, A.M.; Kruess, A.; et al. (2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity: ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8:857–874.

Wiens, J.A. (2002) Central concepts and issues of landscape ecology. En: Gutzwiller, K.J, ed. *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*. Nueva York, Springer.

ANEXOS

ANEXO 1. Tabla de descripción de las variables utilizadas en el en este trabajo.

Variable	Descripción	Unidades	Rango de valores
<i>Orden del curso de agua (OCA)</i>	Orden numérico asignado a los vínculos en una red de arroyos basado en la cantidad de afluentes. Criterio de Strahler (1957).	-	$OCA \geq 1$
<i>Cobertura del suelo (CS)</i>	Cobertura del suelo de cada categoría expresada en porcentajes que reflejan la proporción de cada categoría en relación al área total considerada.	-	$0\% \leq CS < 100\%$
<i>Probabilidad de Conectividad(PC)</i>	Probabilidad de que dos puntos ubicados al azar dentro del paisaje queden situados en zonas de hábitat interconectadas entre sí, para un conjunto de teselas de hábitat y de enlaces (conexiones) entre ellas existente en el paisaje (Saura y Pascual-Hortal 2007).	-	$0 \leq PC < 1$
<i>Distancia efectiva al río Yaguarón(DY)</i>	Distancia efectiva al río Yaguarón desde cada cámara. A menor distancia se supone mayor conectividad.	m	$DY \geq 0$
<i>Área de parche de monte(APM)</i>	Área de parche de monte en el cual se sitúa cada cámara. A mayor área se supone mayor conectividad.	m ²	$APM \geq 0$
<i>Índice de Diversidad de Shannon(SHDI)</i>	1 menos la sumatoria de la abundancia proporcional de cada tipo de parche al cuadrado.	-	$SHDI \geq 0$
<i>Índice de Diversidad de Simpson(SIDI)</i>	negativo de la sumatoria, a través de todos los tipos de parches, de la abundancia proporcional de cada tipo de parche multiplicado por esa proporción.	-	$0 \leq SIDI < 1$
<i>Densidad de Borde (ED)</i>	Suma de los perímetros de parches	m/ha	$ED \geq 0$

	sobre el área total.		
<i>Indice de Productividad (IP)</i>	Capacidad actual de los suelos del país, evaluados en kilos de carne bovina, ovina y kilos de lana por hectárea de campo natural.	-	$0 \leq IP < 263$
<i>Distancia a construcciones humanas (DCH)</i>	Distancia lineal desde cada cámara a la construcción humana más próxima (exceptuando caminería).	m	$DCH \geq 0$
<i>Distancia a caminería (DC)</i>	Distancia lineal desde cada cámara a la caminería.	m	$DC \geq 0$
<i>Caza</i>	Presencia de actividades de caza en el área próxima a la cámara, evaluada mediante encuestas a los pobladores y a presencia de cazadores registrados por las cámaras.	-	Sí/No
<i>Presencia de animales domésticos</i>	Aparición de animales domésticos en los registros de cámaras trampa	-	Sí/No

ANEXO 2. Lista de especies de mamíferos registradas para cada sitio de muestreo A-D. La “x” indica que esa especie fue registrada por la cámara trampa de ese sitio.

Orden	Especie	Sitio	Sitio	Sitio	Sitio
		A	B	C	D
Artiodactyla	<i>Sus scrofa</i>	x			x
Artiodactyla	<i>Ovis orientalis</i>	x		x	x
Artiodactyla	<i>Mazama gouazoubira</i>	x	x	x	x
Artiodactyla	<i>Bos taurus</i>	x	x	x	x
Carnivora	<i>Canis lupus familiaris</i>	x	x	x	x
Carnivora	<i>Cerdocyon thous</i>	x	x	x	x
Carnivora	<i>Conepatus chinga</i>	x	x	x	x
Carnivora	<i>Galictis cuja</i>	x		x	
Carnivora	<i>Leopardus wiedii</i>	x	x	x	x
Carnivora	<i>Lycalopex gymnocercus</i>	x	x	x	x
Carnivora	<i>Procyon cancrivorus</i>	x	x	x	x
Carnivora	<i>Leopardus geoffroyi</i>				x
Carnivora	<i>Lontra longicaudis</i>				x
Carnivora	<i>Felis catus</i>			x	
Cingulata	<i>Euphractus sexcinctus</i>	x		x	x
Cingulata	<i>Dasypus novemcintus</i>	x		x	x
Cingulata	<i>Cabassous tatouay</i>	x		x	x
Didelphimorphia	<i>Didelphis albiventris</i>	x		x	x
Lagomorpha	<i>Lepus europaeus</i>			x	x
Perissodactyla	<i>Equus ferus caballus</i>		x		
Pilosa	<i>Tamandua tetradactyla</i>	x	x	x	x
Primates	<i>Homo sapiens</i>	x	x	x	x
Rodentia	<i>Cuniculus paca</i>	x	x		x
Rodentia	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	x	x		x
Chiroptera	Sin ident.				x
Rodentia	Sin ident.			x	

ANEXO 3. Resultados de mediciones de las variables ambientales.

Tabla 1 . Orden del curso de agua para cada sitio de muestreo A-D.

Sitio	Orden del curso de agua
A	4
B	5
C	2
D	3

Tabla 2. Porcentajes de cobertura del suelo del área de cada sitio de muestreo A-D.

Sitio	Forestación	Monte nativo	Pradera	Suelo desnudo	Agua
A	1.96	10	82.85	4.61	0.58
B	1.41	9.48	87.22	1.89	0
C	0.49	3.89	91.82	3.8	0
D	4.18	3.77	89.15	2.9	0.0018

Tabla 3. Área de parche de monte para cada sitio de muestreo A-D.

Sitio	Área de parche de monte (m ²)
A	125783
B	35740
C	1571
D	3319

Tabla 4. Indicadores de conectividad para cada sitio de muestreo A-D.

Sitio	Distancia efectiva al río Yaguaron (m)	PC (distancia de dispersion máxima=2000m)
A	2000	0.0014951
B	5600	0.0027028
C	3099	0.0002395
D	7757	0.0012997

Tabla 5. Valores de heterogeneidad ambiental para cada sitio de muestreo A-D.

<i>Sitio</i>	<i>Densidad de Borde (m/ha)</i>	<i>SIDI</i>
A	112.7392873399	0.7447822222
B	72.1809771897	0.6517816035
C	64.5624350995	0.5876224023
D	77.7733083797	0.6936981955

Tabla 6. Productividad del suelo para cada área asociada a los sitios de muestreo A-D.

<i>Sitio</i>	<i>Productividad</i>
A	61.5
B	62.8
C	62.7
D	54.4

Tabla 7. Valores de distancia lineal desde cada cámara a la construcción humana más próxima (exceptuando caminería), para los sitios de muestreo A-D.

<i>Sitio</i>	<i>Distancia a construcción humana (m)</i>
A	605.9
B	2295
C	427.2
D	285

Tabla 8. Valores de distancia lineal a la caminería más próxima desde cada cámara asociada a los sitios de muestreo A-D.

<i>Sitio</i>	<i>DC (m)</i>
A	588
B	153
C	574
D	361

Tabla 9. Presencia de actividades de caza en los sitios de muestreo A-D.

<i>Sitio</i>	<i>Actividades de caza</i>
A	Sí
B	Sí
C	No
D	No

Tabla 10. Presencia de animales domésticos en los sitios de muestreo A-D.

<i>Sitio</i>	<i>Animales domésticos</i>
A	Sí
B	Sí
C	Sí
D	Sí

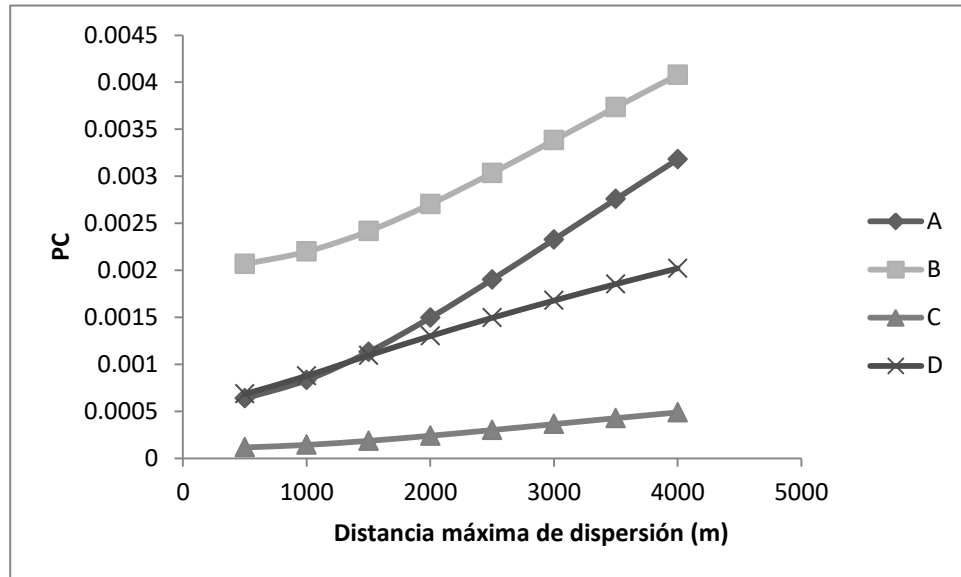


Figura 1. Probabilidad de Conectividad (PC) para diferentes valores de distancia máxima de dispersión, en los sitios de muestreo A-D.