

# Reserva Ecológica Arenillas ¿un refugio de diversidad biológica o una isla en extinción?

C. I. Espinosa<sup>1,\*</sup>, A. Jara-Guerrero<sup>1</sup>, R. Cisneros<sup>1</sup>, J. D. Sotomayor<sup>1</sup>, G. Escribano-Ávila<sup>2</sup>

(1) Departamento de Ciencias Naturales, Universidad Técnica Particular de Loja, San Cayetano Alto s/n, 1101608, Loja, Ecuador.

(2) Imedeaa....

\* Autor de correspondencia: C.I. Espinosa [[ciespinosa@utpl.edu.ec](mailto:ciespinosa@utpl.edu.ec)]

> Recibido el 27 de mayo de 2016 - Aceptado el 06 de julio de 2016

**Espinosa, C.I., Jara-Guerrero, A., Cisneros, R., Sotomayor, J.D., Escribano-Ávila, G. 2016. Reserva Ecológica Arenillas; ¿un refugio de diversidad biológica o una isla en extinción?. *Ecosistemas* 25(2): 5-12. Doi.: 10.7818/ECOS.2016.25-2.02**

La pérdida del hábitat y la consecuente fragmentación de hábitats naturales ocasionados por actividades antrópicas constituyen una de las principales amenazas para la biodiversidad. Las áreas naturales protegidas han sido propuestas como una estrategia eficiente de conservación, aunque su tamaño y conectividad pueden restringir la viabilidad de las poblaciones. En este contexto, las áreas protegidas pueden generar un "efecto refugio", con una acumulación de especies, o ser áreas donde se da un proceso de defaunación ("islas en extinción").

El presente trabajo analiza el papel de la Reserva Ecológica Arenillas (REA) en la conservación de fauna del bosque seco tumbesino. Específicamente nos interesa comprender la situación de la reserva en torno al mantenimiento de la mastofauna. Para ello utilizamos 14 cámaras trampa que fueron instaladas entre agosto de 2015 y febrero de 2016. Se obtuvieron un total de 762 registros de 12 especies de mamíferos medianos y grandes. Esta riqueza de especies es consistente con respecto al tamaño de la reserva. Aunque no encontramos una asociación entre la ocurrencia de especies y el tamaño corporal de las mismas, las otras reservas de Ecuador sí muestran esta asociación. Las diferencias en probabilidad de presencia de megafauna entre reservas permiten entender los procesos que podrían estar sucediendo y cómo estos afectan la riqueza y composición de mastofauna. Inicialmente, aunque la REA se encuentra aislada de otras reservas de Ecuador, es posible que existan conexiones con reservas del norte del Perú que permite mantener una fauna que, de otra manera, hubiese desaparecido.

**Palabras clave:** defaunación; hipótesis de liberación de mesodepredador; Ecuador; bosque seco, conectividad; áreas naturales protegidas

**Espinosa, C.I., Jara-Guerrero, A., Cisneros, R., Sotomayor, J.D., Escribano-Ávila, G. 2016. Arenillas Ecological Reserve; A refuge of biodiversity or an island of extinction?. *Ecosistemas* 25(2): 5-12. Doi.: 10.7818/ECOS.2016.25-2.02**

Habitat loss and subsequent fragmentation of natural habitats caused by anthropogenic activities constitute a major threat to biodiversity. A conservation strategy for habitat remnants is the creation of protected areas, although the size and connectivity of reserves may restrict the viability of populations. In this context, protected areas generate a "refuge effect", with an accumulation of species. However, long-term processes of species loss can be also triggered, generating widespread defaunation ("extinction islands").

In this paper we discuss the role of Arenillas Ecological Reserve (REA) in wildlife conservation of the Tumbesian dry forest. Specifically, we are interested in understanding the role of the reserve in the maintenance of mastofauna. For this purpose, we used 14 camera traps that were installed between August 2015 and February 2016. A total of 762 records of medium and large mammals of 12 species were recorded. Species richness was consistent with respect to the reserve size. We found no association between the occurrence of species and body size of species in the REA, yet other reserves of Ecuador do show this association. The difference in probability of presence of megafauna between reserves allows us to understand the processes that might be happening and how they affect the richness and composition of the mastofauna. Initially, although the REA is isolated from other Ecuador reserves, there are connections with northern Peru, allowing the maintenance of species that would have otherwise disappeared.

**Key words:** defaunation; mesopredator release hypothesis; Ecuador; dry forest; connectivity; Protected natural areas.

## Introducción

La pérdida del hábitat provocada por las actividades humanas es la causa principal de la disminución de la biodiversidad (Heywood 1995; Primack et al. 2001) y se considera como una de las principales amenazas a las poblaciones naturales (Myers 1986; Trejo y Dirzo 2000). La pérdida de hábitat afecta a todos los grupos de vertebrados (Mace et al. 2005), siendo mayor en los mamíferos de tamaño medio y grande (Chiarello 2000). La creación de áreas naturales protegidas ha sido una de las principales estrategias para la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, normalmente las reservas se encuentran rodeadas por una matriz de uso intensivo

del suelo, convirtiéndose en "islas" de hábitat conservado dentro de una matriz antrópica o (Morcatty et al. 2013). De este modo, las reservas tienden a responder de una forma similar a la relación especies-área propuesta por MacArthur y Wilson (1967), siendo la diversidad que mantienen dependiente del tamaño del fragmento (Morcatty et al. 2013), pero también del tiempo de aislamiento al cual las reservas se encuentran sometidas.

La fragmentación del paisaje produce una serie de parches de vegetación remanente rodeada por una matriz de diferente vegetación y/o uso del suelo (Saunders et al 1991). De manera general se conoce que estos remanentes están expuestos a cambios físicos o biogeográficos a mayor o menor escala, siendo sus efectos

modificados por el tamaño forma y posición del remanente en el paisaje (Saunders et al 1991). Pero además, las respuestas de las especies pueden ser muy variadas. Esta complejidad en las respuestas al proceso de fragmentación dificulta cuantificar y predecir sus posibles efectos sobre el ecosistema (Vetter et al. 2011 y otras referencias citadas aquí, Morcatty et al. 2013). Sin embargo, es ampliamente aceptado que uno de los grupos más vulnerables a la fragmentación y deforestación son los mamíferos de talla intermedia y grande (Dirzo et al. 2014). Este grupo de mastofauna generalmente tiene características que los convierte en especies vulnerables, como tamaños poblacionales pequeños, baja fecundidad y baja tasa de crecimiento (Cardillo et al. 2005), además son generalmente preferidos por los cazadores (Dirzo et al. 2014). De esta forma, se puede inferir que los parches de hábitat adecuado en selvas neotropicales afrontan actualmente un proceso de defaunación de gran magnitud (Dirzo y Miranda 1991; Primack et al. 2001), centrado principalmente en especies de talla intermedia y grande (Dirzo y Miranda 1991; Redford 1992; Primack et al. 2001).

Si bien este proceso de defaunación ha sido ampliamente documentado, algunos autores señalan que es posible que en las etapas iniciales del proceso de fragmentación los remanentes boscosos resultantes puedan servir como islas de acumulación de especies (refugio). Bierregaard et al. (1992) propone que en algunos parches se registra un aumento en la diversidad de vertebrados, puesto que los animales migran a los pocos fragmentos de remanentes boscosos. Con el tiempo el número de especies tiende a reducirse, cuando las poblaciones empiezan a extinguirse localmente y no ocurre recolonización desde la matriz degradada (Primack et al. 2001). La magnitud de esta pérdida estará directamente relacionada con el tamaño del área (Andrén 1994; Morcatty et al. 2013). Sin embargo, Andrén 1994 propone que existe un umbral de proporción de hábitat adecuado, de entre el 10 y el 30 %, por encima del cual la fragmentación de hábitat tiene un efecto puramente de pérdida de hábitat, por tanto se espera que las especies que habitan un área sea una muestra aleatoria de la diversidad existente en el ecosistema (hipótesis de muestra aleatoria). Bajo ese umbral otros efectos pueden alterar el funcionamiento de las poblaciones causando extinciones no aleatorias.

En este contexto las áreas naturales protegidas, si bien pueden cumplir un papel importante en la conservación de algunas especies al actuar como islas de refugio, también podrían estar funcionando como islas en extinción. Por lo tanto, entender las implicaciones de la fragmentación del bosque es esencial para la definición de planes de manejo de las áreas naturales.

El presente trabajo se lleva a cabo en el contexto de los bosques estacionalmente secos de la región Pacífico Ecuatorial (Espinosa et al. 2012) la cual ha sufrido una destrucción y reducción de hábitat hasta convertirse en un mosaico de parches de hábitat natural pequeños y fragmentados, que representan apenas un 2 % de la cobertura original (Pennington et al. 2006). En este contexto de fragmentación, las áreas protegidas con extensiones superiores a los 10 km<sup>2</sup> son particularmente relevantes para la conservación de la biodiversidad y especialmente para la mastofauna de mediano y gran tamaño (Canale et al. 2012). En el presente trabajo realizamos una aproximación preliminar para entender el papel de la Reserva Ecológica Arenillas (REA) en la conservación de la diversidad de fauna del bosque seco Tumbesino mediante un muestreo basado en cámaras trampa. La REA es el último remanente de bosque seco continuo en el sur del Ecuador, proporcionando un contexto idóneo para evaluar el papel de las reservas en la conservación de las poblaciones de mamíferos. Específicamente nos interesa investigar si; *i*) la REA presenta una riqueza y densidad de mastofauna elevada comparada con la diversidad de otras áreas protegidas de zonas de bosque estacionalmente seco y en relación con la diversidad global de este ecosistema; y *ii*) existen evidencias que demuestren una extinción no aleatoria de las especies basada en rasgos morfológicos relacionados con la vulnerabilidad de las especies a la pérdida y aislamiento de hábitat, específicamente el tamaño corporal, la dieta y el grado de amenaza. Nuestra hipótesis

es que si dominan los procesos de extinción, las especies más grandes que están en lo alto de la cadena trófica y que son más sensibles a la fragmentación, serían las menos representadas en la REA (Canale et al. 2012; Morcatty et al. 2013; Dirzo et al. 2014).

## Metodología

### Área de estudio

La Reserva Ecológica Arenillas (REA) está ubicada al suroccidente de Ecuador, dentro de la región de endemismo Tumbesina que abarca los ecosistemas secos de Ecuador y Perú (Fig. 1). Esta región es reconocida mundialmente por sus altos niveles de endemismos y por ser uno de los ecosistemas más amenazados del mundo, formando parte del punto caliente de biodiversidad Tumbes – Chocó – Magdalena (Mittermeier et al. 2005). La REA es parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Ecuador (SNAP) desde el año 2001, aunque las actividades extractivas han estado controladas por más de 60 años debido a que fue un área militar hasta el año 2012. En ese año pasó a ser completamente administrada por el Ministerio del Ambiente y se redefinieron los límites, reduciéndose de 170.82 a 131.70 Km<sup>2</sup>. Actualmente la reserva cubre una franja que varía entre 1 y 9 Kilómetros de ancho (Fig. 1), además está atravesada por una carretera de alta circulación que la divide en dos fragmentos.

Aunque no existen asentamientos humanos dentro de la REA, en sus alrededores, e inclusive dentro de esta, se reportan actividades agrícolas, pesca, extracción de madera, cultivo de camarón, fabricación de ladrillos y turismo informal (Ministerio del Ambiente 2014). Una situación preocupante es que la provincia de El Oro, a la cual pertenece la reserva, presenta la segunda tasa de deforestación anual más alta en los últimos años a nivel país (6274 ha/año) (Ministerio del Ambiente 2015).

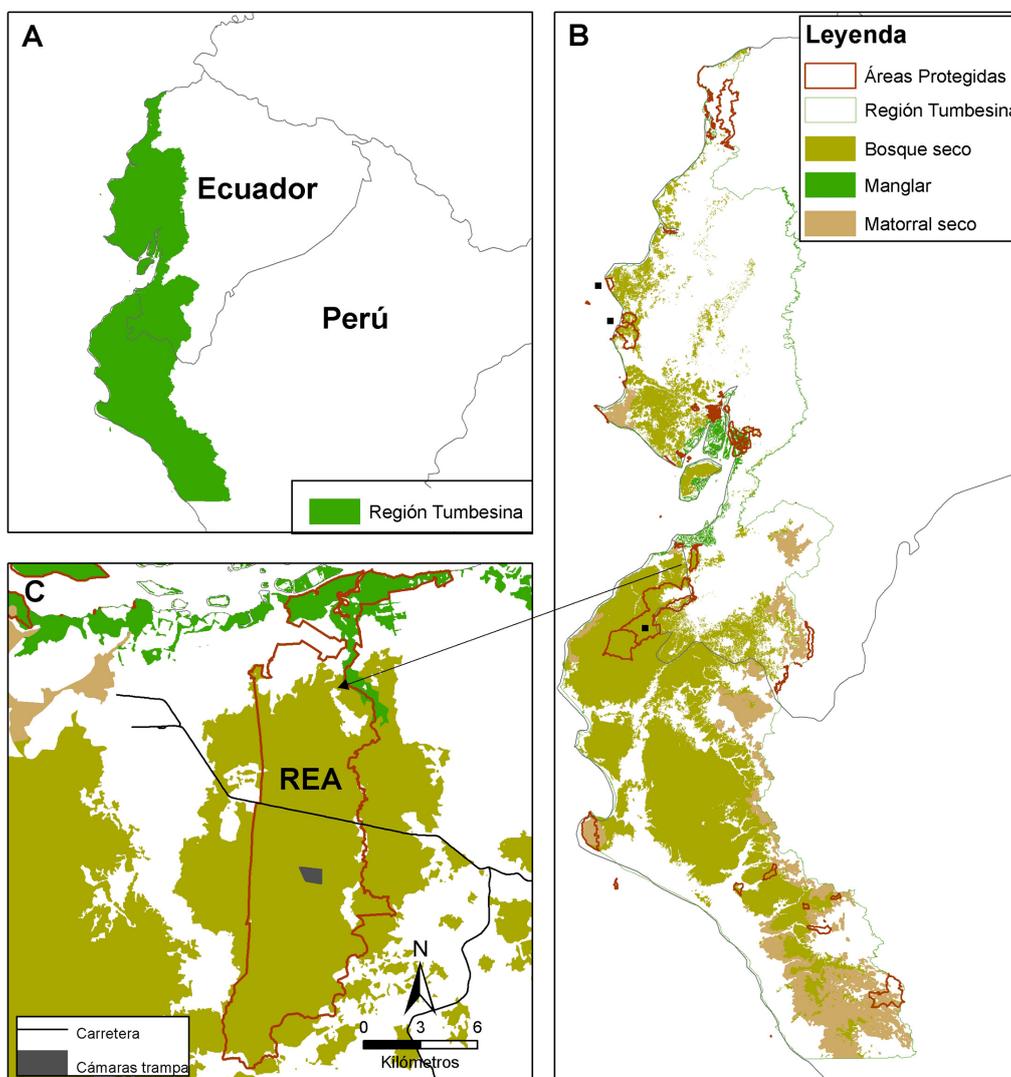
### Fototrampeo de mamíferos

El registro de mamíferos se realizó entre agosto del 2015 y febrero de 2016 a través de cámaras trampa colocadas aleatoriamente en un área que cubre 73.62 ha (Fig. 1). La distancia entre cámaras fue variable (300 metros hasta 1 Km). Se instalaron 14 cámaras trampa, 10 Bushell y 4 Moultrie, provistas de un sensor infrarrojo. Su funcionamiento se programó durante todo el día, con una secuencia de tres fotos por disparo luego de cada detección, con un lapso de recarga de cinco minutos. A una distancia aproximada de cuatro metros desde la cámara se colocaron tres cebos; (1) orina de gato, (2) pescado y avena licuados, y (3) sal en grano. El cebo fue colocado el 4 de septiembre de 2015 y no fue repuesto en todo el periodo de muestreo restante. Un análisis previo mostró que no existen diferencias significativas en la probabilidad de registros entre el periodo en que estuvo activo el cebo (1 mes) y el resto del muestreo.

Las fotos fueron procesadas separando las capturas falsas de aquellas fotos que contenían registros. Para evitar sobreestimación en la frecuencia de cada especie en las cámaras se consideró como un solo registro todas las fotografías de una especie en un intervalo de separación de un día. Con los datos de registros por especie se calculó el índice de abundancia relativa (RAI por sus siglas en inglés). El RAI fue obtenido dividiendo el número de registros por especie para los días que estuvieron activas las trampas, en nuestro caso 2175 trampas/día, y multiplicado por 100 (Balme et al. 2010).

### Comparación de diversidad y densidad

La riqueza total obtenida fue comparada en relación con las especies que por distribución deberían encontrarse en este ecosistema. Para ello se extrajeron los datos de especies basados en la distribución del Libro Rojo de Mamíferos y se comparó con el listado para bosques secos desarrollado por Albuja (1999). Adicionalmente, la diversidad encontrada en la REA fue comparada con datos de estudios similares en áreas de bosque seco neotropical. En Ecuador dos reservas fueron consideradas; el Refugio de vida



**Figura 1.** Ubicación del sitio de estudio. A) Región Tumbesina, B) Reserva Ecológica Arenillas y remanentes de vegetación natural, C) Áreas protegidas de la Región Tumbesina, de norte a sur las áreas marcadas con un cuadro negro corresponden a; Refugio de vida silvestre marina y costera Pacoche, Parque Nacional Machalilla y Parque Nacional Cerros de Amotape.

**Figure 1.** Location of study site. A) Tumbesian region, B) Arenillas Ecological Reserve and natural remnants of vegetation, C) Protected areas of the Tumbesian region, from north to south the areas indicated with a black box are; Marine and Coastal Wildlife Reserve Pacoche, Machalilla National Park and Cerros de Amotape National Park.

silvestre marina y costera Pacoche (Lizcano et al. 2015) y el Parque Nacional Machalilla (Cervera et al. 2016), con una extensión de ecosistema terrestre de 50.45Km<sup>2</sup> y de 560 Km<sup>2</sup> respectivamente, estas dos reservas se encuentran en el norte del país en una de las zonas de bosque seco con mayor fragmentación. El estudio realizado por Hurtado y Pacheco (2015) en el Parque Nacional Cerros de Amotape, al norte de Perú y con una extensión de 913 Km<sup>2</sup> (Leal-Pinedo y Linares-Palomino 2005), al contrario que las reservas de Ecuador esta reserva está conectada con una importante masa de bosque constituyéndose en una de las áreas con mayor remanencia de la región Tumbesina. Finalmente la Reserva Biológica de la Sierra de Japi en el sureste de Brasil con una extensión de 20.71Km<sup>2</sup> (Carvalho et al. 2013). Debido a que las áreas difieren en tamaño y que este puede afectar la riqueza especies se realizó un modelo lineal generalizado con una función de enlace Poisson entre el tamaño de la reserva y la riqueza de cada localidad, este análisis fue implementado en el entorno R (R Core team 2016).

Debido a que las cámaras trampa no tenían independencia entre sí, fueron separadas en tres grupos de tres cámaras, cada uno con una distancia media de 750 m entre cámaras. Obtuvimos una media de RAI entre los tres grupos de cámaras. Finalmente, puesto que para el estudio de Pacoche se dispone de datos de fre-

cuencia de registros comparables se obtuvo el índice de abundancia relativa dividiendo el número total de registros para los días que estuvieron activas las cámaras.

#### Vulnerabilidad de las especies a la pérdida y aislamiento de hábitat

Se obtuvo un listado de todas las especies de mamíferos potencialmente distribuidos en el bosque seco de Ecuador, a excepción de las especies de mamíferos con un peso inferior a 2 Kg, debido a su baja detectabilidad con técnicas de fototrampeo (Lyra-Jorge et al. 2008). Para este listado se determinaron tres variables previamente identificadas como relevantes para determinar la vulnerabilidad de las especies a la pérdida y aislamiento de hábitat (Canale et al. 2012; Morcatty et al. 2013; Dirzo et al. 2014); tamaño corporal ( $\geq 2.5 - 5.99$  kg, mediano;  $6 - 34.99$  Kg, grande;  $\geq 35$  Kg, mega), dieta (Tirira 2007) y grado de amenaza (Tirira 2011). Se realizó un test de Fisher para cada variable con el objetivo de evaluar si la probabilidad de ocurrencia de las especies en la REA es independiente de la categoría asignada, con la hipótesis nula de que las características de las especies no influyen en la probabilidad de ocurrencia en la REA. Los análisis estadísticos fueron implementados en el entorno R (R Core Team 2016). Usamos la función "glm" para los modelos lineales y la función "fisher.test" para los test de Fisher.

## Resultados

### Patrones de actividad de mamíferos

El esfuerzo de muestreo total fue de 2175 días-cámara, con un total de 762 registros de mamíferos. En total se registraron 12 especies pertenecientes a ocho familias y cinco órdenes; cinco fueron carnívoros, cuatro omnívoros, un herbívoro, un mirmecófago y uno sin identificar. De estas especies dos fueron micromamíferos terrestres ( $\leq 2$  Kg), *Sciurus stramineus* (Eydox y Souleyet 1841), *Marmosa ithsmica* (Golman 1917) y un roedor no identificado (no considerados para los análisis) y nueve mamíferos de tamaño mediano y grande, con pesos entre 2.5 Kg (ej. *Didelphys marsupialis* (Linnaeus 1758)) y 120 Kg (ej. *Puma concolor* (Linnaeus 1771) y *Odocoileus virginianus* (Zimmermann 1780)) (Tabla 1). Se registró la presencia de dos especies endémicas de la región Tumbesina; *Sciurus stramineus* y *Lycalopex sechurae* (Thomas 1900), esta última catalogada como casi amenazada tanto a nivel nacional como a nivel mundial. Además, otras tres especies se encuentran dentro de alguna de las tres categorías de amenaza de la UICN a nivel nacional (*Leopardus pardalis* (Schreber 1775), *Puma concolor* y *Eira barbara* (Linnaeus 1758)). El venado (*Odocoileus virginianus*) fue la especie

con el mayor número de registros, seguida por el zorro de sechura (*Lycalopex sechurae*). Ambas especies representan el 85% de los registros obtenidos a partir de las cámaras trampa (Fig. 2).

### Riqueza y densidad de mastofauna

Se detectó una relación positiva significativa entre riqueza y tamaño de las reservas (Fig. 3a). La riqueza de mastofauna de la REA fue predicha consistentemente por la regresión, mostrando que la REA contiene la riqueza de mastofauna esperada para el tamaño que posee. El esfuerzo de muestreo en las diferentes reservas naturales fue variable, siendo Machalilla la reserva con mayor esfuerzo de muestreo y la REA con el menor esfuerzo de muestreo, mientras que el resto de reservas tuvieron un esfuerzo de muestreo similar (Fig. 3b).

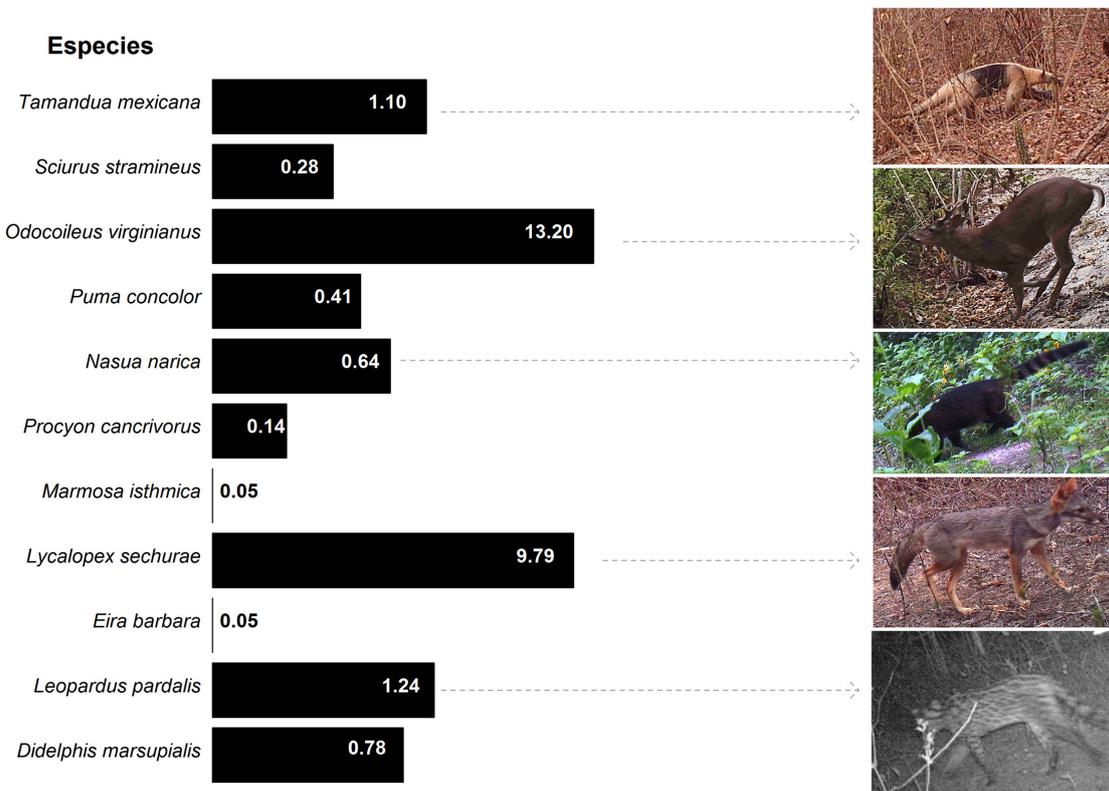
Nuestros resultados mostraron una densidad de registros elevada en relación a Pacoche (Lizcano et al. 2015). En el caso de *O. virginianus* el incremento de registros fue 10 veces mayor en la REA, y 5 veces mayor para *T. mexicana* y *L. pardalis*. Únicamente para *Procyon cancrivorus* (G. Cuvier 1798) los registros fueron casi dos veces mayor en Pacoche (Fig. 3c).

**Tabla 1.** Listado de especies de mamíferos reportados para cinco localidades de bosque seco tropical; Reserva Ecológica Arenillas: REA (este estudio), Reserva de Vida Silvestre Marina y Costera Pacoche: RVSP (Lizcano et al 2015), Parque Nacional Cerros de Amotape: PNCA (Hurtado y Pacheco 2015), Reserva Biológica Serra do Japi: Jap (Carvalho et al. 2013), y Parque Nacional Machalilla: PNM (Cervera et al 2016). Se incluyen las categorías de amenaza según la UICN global; Preocupación menor: PM, Casi amenazada: CA, Vulnerable: VU, Datos insuficientes (DI).

**Table 1.** List of mammal species reported for five locations in tropical dry forest; Arenillas ecological reserve: REA (this study), Marine and Coastal Wildlife Reserve Pacoche: RVSP (Lizcano et al 2015), Cerros de Amotape National Park: PNCA (Hurtado y Pacheco 2015), Biological Reserve Serra do Japi: Jap (Carvalho et al. 2013), and Machalilla National Park: PNM (Cervera et al 2016). Categories of threat as global IUCN are included; Least Concern: PM, Near Threatened: CA, Vulnerable: VU Insufficient data (DI).

Orden Especie	Nombre común	Categoría	UICN Nacional	N. Trófico	REA	RVSP	PNCA	Jap	PNM
<b>ARTIODACTYLA</b>									
<i>Mazama americana</i> (Erleben, 1777)	Venado colorado	mega	VU	Herbívoro	0	0	1	1	1
<i>Odocoileus virginianus</i> (Zimmermann, 1780)	Venado de cola blanca	mega	PM	Herbívoro	1	1	1	0	1
<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Pecarí de collar	grande	PM	Omnívoro	0	0	1	0	1
<b>CARNIVORA</b>									
<i>Conepatus semistriatus</i> (Boddaert, 1784)	Zorrillo rayado	mediano	PM	Carnívoro	0	0	0	0	0
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Cabeza de mate	grande	VU	Carnívoro	1	1	1	1	1
<i>Galictis vittata</i> (Schreber, 1776)	Hurón	mediano	PM	Carnívoro	0	1	0	0	0
* <i>Herpailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy St.-Hilaire, 1803)	Yaguarundi	grande	DI	Carnívoro	1	1	0	0	1
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Ocelote	mediano	CA	Carnívoro	1	1	1	1	1
<i>Leopardus tigrinus</i> (Schreber, 1775)	Tigrillo chico	mediano	VU	Carnívoro	0	0	0	0	0
<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	Margay	grande	CA	Carnívoro	0	1	1	0	1
<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)	Nutria neotropical	grande	VU	Carnívoro	0	0	1	0	0
<i>Lycalopex sechurae</i> (Thomas, 1900)	Perro de monte de Sechura	mediano	CA	Omnívoro	1	0	1	0	0
<i>Nasua narica</i> (Linnaeus, 1766)	Coatí de nariz blanca	mediano	PM	Omnívoro	1	0	1	1	1
<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguar	mega	VU	Carnívoro	0	0	0	0	0
<i>Potos flavus</i> (Schreber, 1774)	Cusumbo	mediano	PM	Omnívoro	0	0	0	0	0
<i>Procyon cancrivorus</i> (G. Cuvier, 1798)	Oso lavador cangrejero	grande	PM	Omnívoro	1	1	1	1	1
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Puma	mega	VU	Carnívoro	1	0	1	1	0
<b>CINGULATA</b>									
<i>Dasyus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Armadillo narizón de nueve bandas	grande	PM	Omnívoro	0	1	1	1	1
<b>DIDELPHIMORPHIA</b>									
<i>Didelphys marsupialis</i> (Linnaeus, 1758)	Zarigüeya común	mediano	PM	Omnívoro	1	1	1	0	1
<b>PILOSA</b>									
<i>Tamandua mexicana</i> (Saussure, 1860)	Oso hormiguero de Occidente	grande	PM	Insectívoro	1	1	1	0	1
<b>RODENTIA</b>									
<i>Coendou rothschildi</i> (Thomas, 1902)	Puerco espín de Rothschild	mediano	PM	Herbívoro	0	0	0	0	0
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	Guanta	grande	PM	Herbívoro	0	1	1	1	1
<i>Dasyprocta punctata</i> (Gray, 1842)	Guatusa centroamericana	mediano	PM	Omnívoro	0	1	1	0	1

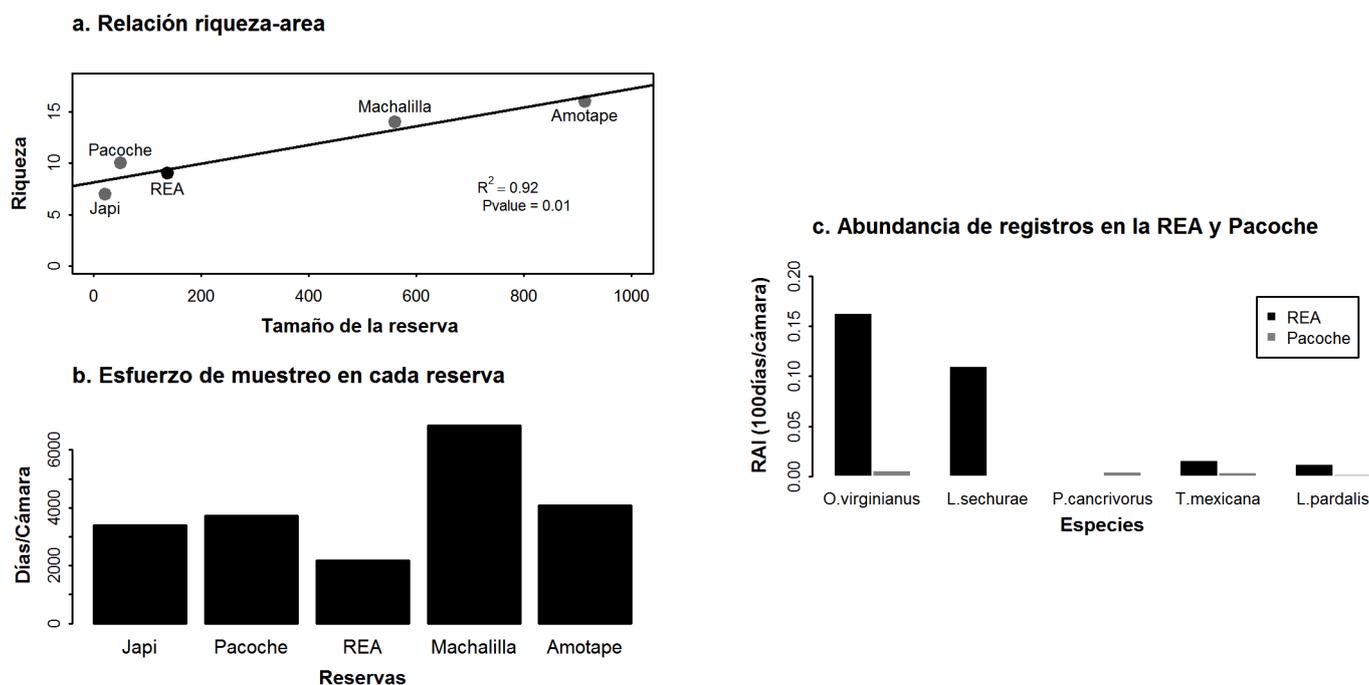
\*El registro de la especie *Herpailurus yagouaroundi* en la REA corresponde a un animal atropellado y no fue capturado en las cámaras trampa. Aunque consta en esta tabla no fue considerado para ninguno de los análisis.



**Índice de Abundancia Relativa (log)**  
(individuos en 100días/trampa)

**Figura 2.** Índice de abundancia relativa de mamíferos a partir de cámaras trampa en la Reserva Ecológica Arenillas. Un micromamífero no identificado, registrado en las cámaras trampa, quedó fuera de la figura.

**Figure 2.** Relative abundance index of mammals registered in camera traps in Arenillas Ecological Reserve. A unidentified rodent was not included.



**Figura 3.** Reserva Ecológica Arenillas en relación a; la riqueza de especies de otras áreas protegidas de bosques secos (a), esfuerzo de muestreo para cada reserva (b) y índice de abundancia relativa de mamíferos en Pacoche (c).

**Figure 3.** Arenillas Ecological Reserve in relation to; species richness of other protected areas of dry forest (a), sampling effort (b), and relative abundance index of mammals in Pacoche (c).

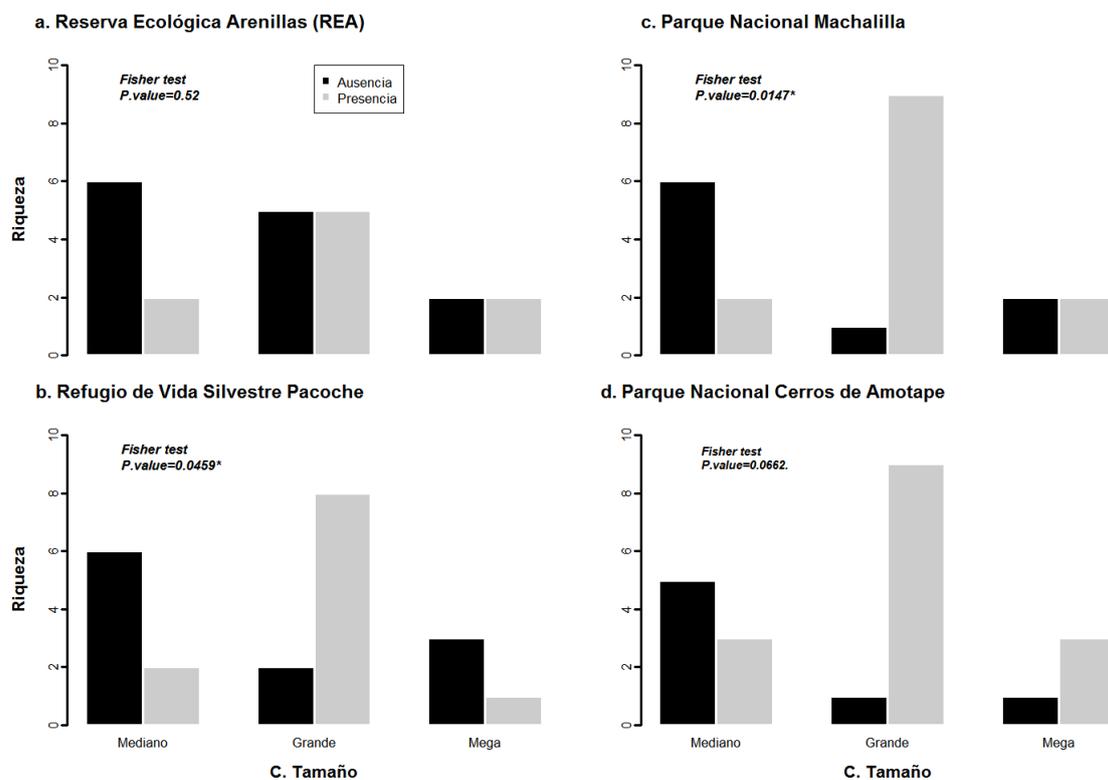
## Patrones de Extinción

Detectamos relaciones significativas, según el test de Fisher, entre el tamaño corporal y la probabilidad de presencia/ausencia en las reservas de Pacoche y Machalilla (Tabla 2, Fig. 4), dicha relación fue marginalmente significativa en el caso de Cerros de Amotape, y no significativa en el caso de la REA (Tabla 2, Fig. 4). Para las tres reservas en las que existió una relación significativa (o marginalmente significativa) se detectó un patrón general de una menor presencia de especies de mamíferos medianos (2 a 5.99 kg) y mayor presencia de mamíferos grandes (6-34.99 kg) (Fig. 4).

**Tabla 2.** Resultados del test exacto de Fisher para las cuatro reservas y tres características de las especies.

**Table 2.** Results of Fisher exact test to four reserves and three species characteristics.

Reservas	Tamaño	UICN	Nivel Trófico
REA	0.525	0.888	0.999
Pacoche	0.046	0.714	0.789
Machalilla	0.015	0.111	0.134
Amotape	0.066	0.480	0.267



**Figura 4.** Ocurrencia de los mamíferos al interior de las reservas y su relación con la categoría de tamaño de los mamíferos. C. Tamaño: se refiere a las categorías de tamaño de la mastofauna. Significancia del test de Fisher <math><0.001^{\*\*\*}</math>, <math><0.01^{\*\*}</math>, <math><0.05^{\*}</math>.

**Figure 4.** Occurrence of mammals within reserves and their relationship to corporal size categories. C. Tamaño: size categories of mammals. Significance of Fisher test <math><0.001^{\*\*\*}</math>, <math><0.01^{\*\*}</math>, <math><0.05^{\*}</math>.

## Discusión

Una de las principales amenazas que enfrentan los ecosistemas naturales es la pérdida de hábitat natural como producto de los procesos de deforestación. En general todos los ecosistemas enfrentan esta amenaza, pero es el bosque estacionalmente seco uno de los más impactados por este fenómeno (Miles et al. 2006). Algunos estudios muestran que las áreas protegidas constituyen las zonas remanentes de hábitat adecuado más importantes (Tapia-Armijos et al. 2015), sin embargo, estas áreas están rodeadas normalmente por hábitats transformados que probablemente dificulten el movimiento de mamíferos. Varios estudios han mostrado que las áreas protegidas funcionan como islas de hábitat adecuado (Morcatty et al. 2013; Dirzo y Miranda 1991), y por lo tanto, las especies y poblaciones responden a una lógica de la teoría de islas (*sensu* MacArthur y Wilson 1967). En este contexto, es esperable que el aislamiento de las áreas protegidas genere una reducción de la diversidad, dependiente del tamaño y el aislamiento de dichas áreas (Morcatty et al. 2013).

En el caso de la REA, la riqueza de mamíferos fue predicha por la regresión realizada en base al tamaño de la reservas, y fue similar a los resultados obtenidos por otros estudios en áreas naturales

protegidas con ecosistemas similares. Al igual que en otros ecosistemas, los bosques estacionalmente secos muestran una alta correlación entre el área de la reserva y la riqueza de especies, con un mayor número de especie en las reservas más grandes y un menor número en las más pequeñas (Fig. 3a). La reducción de área de la REA supuso una pérdida de riqueza de alrededor del 33% en comparación a la reserva Cerros de Amotape, la de mayor tamaño, y del 60% en relación a la riqueza global de los ecosistemas secos. Aunque estos datos son preliminares, puesto que el esfuerzo de muestreo no es constante en todas las reservas. En el caso de la REA es esperable que si se aumenta el esfuerzo de muestreo, haya un incremento en la riqueza, puesto que el esfuerzo de muestreo llevado a cabo en la REA fue el más bajo de todas las áreas, motivo por el cual consideramos estos resultados como preliminares. Esta hipótesis se ve reforzada por el hecho de que existe constancia de especies presentes en la reserva que no han sido detectadas en las cámaras trampa. Este es el caso de *Puma yagouaroundi* del cual no hemos obtenido registros en este estudio. En cambio, en 2014 un espécimen fue encontrado arrollado en la carretera que atraviesa esta área.

Interesantemente, no encontramos una asociación entre los diferentes caracteres de los mamíferos y la ocurrencia dentro de la REA, en cambio dicha relación sí se detectó en las otras tres re-

servas analizadas. Bajo un escenario de extinción no aleatorio producido por aislamiento sería esperable que las especies de mayor tamaño corporal, ubicadas en la parte superior de las cadenas tróficas y con un grado mayor de amenaza, presentarían una menor probabilidad de ocurrencia en relación a especies de menor tamaño corporal, herbívoras y sin problemas de conservación (Ritchie y Johnson 2009). Esta falta de asociación muestra que en la REA y Cerros de Amotape se cumple la hipótesis de muestra aleatoria propuesta por Andrén (1994), donde el cambio en la riqueza se da únicamente como una respuesta a la disponibilidad de hábitat adecuado. Sin embargo, en las reservas de Machalilla y Pacoche se observa que además de la disponibilidad de hábitat otros factores están determinando la reducción de las especies, ya que la ocurrencia de las mismas está asociada al tamaño corporal. Este resultado concuerda con el hecho de que estas reservas registran una presión más fuerte que la REA al encontrarse más aisladas y en una matriz con mayor grado y tiempo de fragmentación.

Estos resultados deberían ser tomados con precaución, ya que las diferencias en composición de la comunidad podrían también ser influenciadas por diferencias en la detectabilidad de especies entre áreas (Royle et al. 2005), sin embargo, pensamos que los resultados presentados son robustos puesto que todas las comparaciones se basan en datos obtenidos por cámaras trampa sin cebo, en periodos del año similares y entre sitios con una estructura de la vegetación similar.

En las reservas en las que el tamaño de las especies tuvo relevancia para explicar la ocurrencia de mamíferos (Machalilla y Pacoche) se detectó un patrón general de "exceso" de probabilidad de presencia de la categoría intermedia de tamaños (6 - 34.99 kg). Curiosamente, la principal diferencia de la riqueza entre la REA y estas reservas es precisamente debida a los mamíferos carnívoros ubicados en esta clase de tamaños. De acuerdo a estos resultados es posible que en el caso de las reservas de Machalilla y Pacoche, la eliminación de los mega depredadores pueda haber generado un efecto en cascada sobre la abundancia de carnívoros ubicados en la siguiente clase de tamaños. Dicho efecto es conocido como la hipótesis de liberación de mesopredadores (Courchamp et al. 1999; Crooks y Soule 1999). Esta hipótesis plantea que la desaparición de los depredadores superiores permite la ocupación de este nicho por parte de los mesopredadores que quedan liberados de sus competidores más directos. Este efecto en cascada ha sido ampliamente estudiado (Ritchie y Johnson 2009) y se ha detectado en complejos de especies tan variados como leones africanos (*Panthera leo*) o perros salvajes (*Lycaon pictus*) (Creel y Creel 1996; Creel 2001). De acuerdo con estas evidencias la presencia del puma en la REA podría explicar por qué en esta reserva no se detecta ese "exceso" de mamíferos de talla intermedia (6-34.99 kg) en general y de mesopredadores en particular. Sin embargo, es necesario realizar estudios más detallados que permitan evaluar el nivel solapamiento de nichos y la posible exclusión competitiva entre mega y mesopredadores.

Es de suma importancia comprender los patrones de defaunación y cómo estos pueden impactar en una primera instancia a otros grupos de mamíferos y, posteriormente, a la dinámica de los bosques secos tropicales. Los bosques tropicales comprenden una comunidad de mamíferos terrestres con una diversidad de grupos tróficos y un amplio rango de tamaño corporal (Robinson y Redford 1986). Esta diversidad juega un papel importante en la funcionalidad del ecosistema (Struhsaker 1997; Weber 2001), de manera que su eliminación puede alterar procesos como la dispersión, el control de herbívoros y los ciclos de nutrientes (Brodie y Gibbs 2009). Por ejemplo, en los bosques secos del suroccidente de Ecuador, un 54% de las especies arbóreas y arbustivas dependen de los animales para la dispersión de semillas (Jara-Guerrero et al. 2011), por lo que la defaunación tendría un alto impacto sobre la estructuración de la comunidad vegetal.

Uno de los riesgos a los que se enfrentan las poblaciones de mamíferos de la REA es el aislamiento de otros remanentes naturales. Los grandes remanentes de bosque más cercanos a la Reserva se encuentran hacia el suroccidente, en el Parque Nacional

Cerros de Amotape, Perú (Fig. 1). Si bien en la REA aún se mantienen poblaciones de mamíferos grandes y medianos, el proceso de aislamiento puede generar erosión genética y con ello incrementar los riesgos de extinción (Dixo et al. 2009). Para la mayoría de los mamíferos encontrados en la REA, estos bosques constituyen uno de los límites dentro de sus áreas de distribución. Esto es importante considerar debido a que si bien las poblaciones que se desarrollan en los extremos de las áreas de distribución pueden tener menores niveles de diversidad genética, también tienden a estar altamente diferenciadas a nivel genético del resto de poblaciones (Gaston 2009). Por tanto, las poblaciones de mamíferos en la REA pueden ser un elemento importante de variedad genética, pero su conservación dependerá del nivel de conexión con otras poblaciones. En este sentido, tanto para el mantenimiento de la conectividad genética de poblaciones, como para garantizar tamaños vitales suficientemente grandes para los mamíferos en general y para la megafauna en particular (ciervos de cola blanca y pumas), es necesario promover la conectividad de los remanentes de bosque seco.

En conclusión, la Reserva Ecológica Arenillas se constituye en un refugio de la diversidad de mastofauna de los ecosistemas secos, puesto que guarda una riqueza de mamíferos relativa a su tamaño, sin evidencia de que esté sucediendo procesos de defaunación dirigido a las especies más vulnerables. Aparentemente la comunidad de mamíferos se encuentra en condiciones favorables ya que se ha logrado tener una alta cantidad de registros. Sin embargo, es prioridad generar estrategias que aseguren la conectividad de la REA a otras áreas boscosas en Ecuador y principalmente la conexión con la reserva Cerros de Amotape en Perú.

## Agradecimientos

Agradecemos al Ministerio del Ambiente del Ecuador por las facilidades logísticas, especialmente al personal de la Reserva Ecológica Arenillas. El presente proyecto fue financiado por la Universidad Técnica Particular de Loja a través de los proyectos PROY\_FDN\_ECI\_001 y PROY\_CCNN\_1054. Asimismo agradecemos al Proyecto Prometeo, que permitió la estancia y participación de Gema Escribano-Ávila en este proyecto.

## Referencias

- Albuja, L. 1999. Murciélagos del Ecuador. Departamento de Ciencias Biológicas. EPN. Quito, Ecuador. 345p.
- Andrén, H. 1994. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos*, 71: 355-366.
- Balme, G.A., Slotow, R., Hunter, L.T.B. 2010. Edge effects and the impact of non-protected areas in carnivore conservation: leopards in the Phinda-Mkhuze Complex, South Africa. *Animal Conservation* 13: 315-323.
- Bierregaard, R.O., Lovejoy, T.E., Kapos, V., dos Santos, A.A., Hutchings, R.W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioScience* 42: 859-866.
- Brodie, J.F., Gibbs, H. 2009. Bushmeat hunting as climate threat. *Science* 326: 364-365.
- Canale, G.R., Peres, C.A., Guidorizzi, C.E., Gatto, C.A.F., Kierulff, M.C.M. 2012. Pervasive Defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. *PLoS ONE* 7(8): e41671.
- Cardillo, M., Mace, G.M., Jones, K.E., Bielby, J., Bininda-Emonds, O.R., Sechrest, W., Orme, C.D., Purvis, A. 2005. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. *Science* 309: 1239-1241.
- Carvalho, W.D., Adania, C.H., Esbérard, C.E.L. 2013. Comparison of two mammalian surveys made with camera traps in southeastern Brazil, focusing the abundance of wild mammals and domestic dogs. *Brazilian Journal of Biology* 73(1): 29-36.
- Cervera, L., Lizcano, D.J., Parés-Jiménez, V., Espinoza, S., Poaquiza, D., de la Montaña, E., Griffith, D.M. 2016. A camera trap assessment of terrestrial mammals in Machalilla National Park, western Ecuador. *Check List* 12(2): 1868.
- Chiarello, A.G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology* 14(6): 1649-1657.

- Courchamp, F., Langlais, M., Sugihara, G. 1999. Cats protecting birds: modelling the mesopredator release effect. *Journal of Animal Ecology* 68: 282–292.
- Creel, S. 2001. Four factors modifying the effect of competition on carnivore population dynamics as illustrated by African wild dogs. *Conservation Biology* 15:271–274.
- Creel, S., Creel, N.M. 1996. Limitation of African wild dogs by competition with larger carnivores. *Conservation Biology* 10: 526–538.
- Crooks, K.R., Soule, M.E. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400: 563–566.
- Dirzo, R., Miranda, A. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. En: Price, P.W., Lewinshon, T.M., Fernandes, G.W., Benson, W.W. (Eds.), *Plant–animal Interactions: Evolutionary Ecology*, pp. 273–287. Wiley-Interscience. Hoboken, NJ, Estados Unidos.
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J., Collen, B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345(6195): 401–406.
- Dixo, M., Metzger, J.P., Morgante, J.S., Zamudio, K.R. 2009. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. *Biological Conservation* 142: 1560–1569.
- Espinosa, C. I., De la Cruz, M., Luzuriaga, A. L., Escudero, A. 2012. Bosques tropicales secos de la región Pacífico Ecuatorial: diversidad, estructura, funcionamiento e implicaciones para la conservación. *Revista Ecosistemas* 21(1–2).
- Gaston, K. 2009. Geographic range limits: achieving synthesis. *Proceedings of the Royal Society B*. 276: 1395–1406.
- Heywood, V.H. 1995. *Global biodiversity and assessment*. Cambridge University Press, Nueva York.
- Hurtado C.M., Pacheco, V. 2015. New mammalian records in the Parque Nacional Cerros de Amotape, northwestern Peru. *Revista Peruana de Biología* 22(1): 077–086.
- Jara-Guerrero, A., Méndez, M., De La Cruz, M. 2011. Seed dispersal spectrum of woody species in South Ecuadorian dry forests: Environmental correlates and the effect of considering species abundance. *Biotropica* 43:722–730.
- Leal-Pinedo, J.M., Linares-Palomino, R. 2005. Los bosques secos de la Reserva de Biosfera del Noroeste (Perú): diversidad arbórea y estado de conservación. *Caldasia* 27(2): 195–211
- Lizcano, D.J, Cervera, L., Espinoza-Moreira, S., Poaquiza-Alva D., Parés-Jiménez, V., Ramírez-Barajas, P.J. 2015. Riqueza de mamíferos medianos y grandes del Refugio de vida silvestre marina y costera Pacoche, Ecuador. *Therya* 7(1):00
- Lyra-Jorge, M.C., Ciochetti, G., Pivello, V.R. Meirelles, S.T. 2008. Comparing methods for sampling large- and medium-sized mammals: Camera traps and track plots. *European Journal of Wildlife Reserach* 54: 739–744.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O. 1967. *The theory of island biogeography*, 1ra ed. Princeton University Press, Princeton, NJ, Estados Unidos.
- Mace, G.M., Masundire, H., Baillie, J.E.M. 2005. Biodiversity. En: Hassan, R., Scholes, R., Ash, N. (eds). *Ecosystems and human well-being: Current state and trends. Millennium Ecosystem Assessment vol 1*, pp. 77–122. Island Press, Washington DC, Estados Unidos.
- Miles, L., Newton, A.C., DeFries, R., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V., Gordon, J.E. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 491–505.
- Ministerio del Ambiente 2014. *Guía informativa de las áreas naturales protegidas del Ecuador*. Ministerio del Ambiente. Quito, Ecuador.
- Ministerio del Ambiente 2015. *Estadísticas de patrimonio nacional. Ministerio del Ambiente*. Quito, Ecuador. Disponible en: <https://mluisforestal.files.wordpress.com/2016/01/estadisticas-patrimonio-natural-mae.pdf>.
- Mittermeier, R.A., Gil, P.R., Hoffmann, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C.G., Lamourex, J., Fonseca, G.A.B. 2005. *Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most threatened terrestrial ecoregions*. Conservation International. Washington DC. Estados Unidos.
- Morcatty, T.Q., El Bizri, H. R., Silva Biasizzo, H. C., Ludolf, R., de Oliveira, C., da Silva, E., Guimara Rodrigues, F., Cortes Figueira, J. 2013. Habitat loss and mammalian extinction patterns: are the reserves in the Quadrilátero Ferrífero, southeastern Brazil, effective in conserving mammals?. *Ecological Research* 28: 935–947.
- Myers, N. 1986. Tropical deforestation and a megaextinction spasm. En: Soulé, M. E. (Ed). *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*, pp. 394–409. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, Estados Unidos.
- Pennington, T.R., Lewis, G. P., Ratter, J. A. 2006. An overview of the plant diversity, biogeography and conservation of neotropical savannas and seasonally dry forests. En: Pennington, T.R., Ratter, J. (Eds). *Neotropical savannas and dry forests: diversity, biogeography, and conservation. Systematics association special volumes; n°.* 69 pp. 1–29. Taylor and Francis Group. Oxford, Reino Unido.
- Primack, R., Rozzi, R., Feinsinger, P., Dirzo, R., Massardo, F. 2001. *Fundamentos de conservación biológica: Perspectivas latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica. México, D.F.
- R Core Team 2016. *A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Redford, K.H. 1992. The empty forest. *BioScience* 42: 412–422.
- Ritchie, E.G., Johnson, C.N. 2009. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology Letters* 12: 982–998.
- Robinson, J., Redford, K. 1986. Body size, diet, and population density of neotropical forest mammals. *American Naturalist* 128: 665–680.
- Royle, J. A., Nichols, J.D., Kéry, M. 2005. Modelling occurrence and abundance of species when detection is imperfect. *Oikos* 110: 353–359
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J., Margules, C. R. 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology*, 5: 18–32.
- Struhsaker, T.T. 1997. *Ecology of an African rain forest: logging in Kibale and the conflict between conservation and exploitation*. University Press of Florida, Gainesville, FL, Estados Unidos.
- Tapia-Armijos, M.F., Homeier, J., Espinosa, C.I., Leuschner, C., de la Cruz, M. 2015. Deforestation and forest fragmentation in South Ecuador since the 1970s: Losing a hotspot of biodiversity. *PLoS One* 10(9): e0133701.
- Tirira, D.G. 2007. *Guía de campo de mamíferos del Ecuador*. Ed. Murciélago Blanco. Publicación especial de los Mamíferos del Ecuador 6. Quito, Ecuador. pp. 576.
- Tirira, D.G. (ed.). 2011. *Libro Rojo de los mamíferos del Ecuador*. 2da edición. Versión 1. Fundación Mamíferos y Conservación, Pontificia Universidad Católica del Ecuador y Ministerio del Ambiente del Ecuador. Quito, Ecuador. Disponible en: <http://librorojo.mamiferosdeecuador.com/>.
- Trejo, I., Dirzo, R. 2000. Deforestation in seasonally dry tropical forests: A national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94: 133–142.
- Vetter, D., Hansbauer, M.M., Végvári, Z., Storc, I. 2011. Predictors of forest fragmentation sensitivity in Neotropical vertebrates: a quantitative review. *Ecography* 34(1):1–8.
- Weber, W. 2001. *African rain forest ecology and conservation: an interdisciplinary perspective*. Yale University Press. New Haven, CT, Estados Unidos.