

# Riqueza y Abundancia de Mamíferos Carnívoros en dos Áreas con Distinto Grado de Intervención en el Bosque Protector Cerro Blanco (Guayas-Ecuador)

## Richness and Abundance of Carnivorous Mammals in two Areas with Different Degrees of Intervention in the Protected Cerro Blanco Forest (Guayas-Ecuador)

Cristian Barros-Díaz <sup>1,\*</sup>, Mauricio Macías <sup>1</sup>, Jaime A. Salas <sup>1</sup>

### INFORMACIÓN DEL ARTÍCULO

Fecha de recepción: 13 de Agosto de 2018.

Fecha de aceptación: 8 de Noviembre de 2018.

### Resumen

El presente trabajo tuvo como objetivo principal estimar la diversidad y abundancia del orden Carnivora (Mammalia) del Bosque Protector Cerro Blanco, en la Quebrada Canoa-QC y el Sendero Higuierón-SH. La metodología usada fue a través de trampas-huella ( $n=40$ ), donde se colocaron los atrayentes (pollo, carne y atún enlatado). En total se registraron nueve especies de carnívoros, distribuidos en cuatro familias y cinco géneros. Al menos ocho especies de mamíferos carnívoros reportados para el suroccidente ecuatoriano están presentes en esta localidad, por lo que debe considerársela como uno de los últimos refugios para estas especies. Es necesario complementar este trabajo con cámaras trampa y telemetría, para evaluar el estado de conservación de estas poblaciones y su resiliencia contra presiones antrópicas como la urbanización, minería y agricultura extensiva.

### Palabras Clave:

*Leopardus pardalis*, huellas, especies amenazadas, bosque seco, abundancia relativa.

**Clasificación JEL:** Q57.

### Abstract

The main purpose of this work was to estimate the diversity and abundance of the Carnivora order (Mammalia) in Cerro Blanco Protected Forest, in Quebrada Canoa (QC) and the Higuierón trail (SH). The methodology used was through fingerprint traps ( $n = 40$ ), where the attractants were placed (chicken, meat and canned tuna). Nine species of carnivores were recorded, distributed in four families and five genera. At least eight species of carnivorous mammals reported for southwestern Ecuador are present in this locality, so it should be considered as one of the last refuges for these species. This work should be complemented with trap cameras and telemetry, to evaluate the conservation status of these populations and their resilience against anthropogenic pressures such as urbanization, mining and extensive agriculture.

### Keywords:

*Leopardus pardalis*, footprint, endangered species, dry forest, relative abundance.

**JEL Classification:** Q57.

<sup>1</sup> Universidad de Guayaquil, Facultad de Ciencias Naturales, Carrera de Biología, Departamento de Zoología. Guayaquil-Ecuador

\* Autor de correspondencia: Cristian Barros-Díaz, Universidad de Guayaquil, Facultad de Ciencias Naturales, Carrera de Biología, Durán, Ecuador.  
E-mail: diaz.cri@hotmail.com  
Tlf.: (593-9) 81834342

ENLACE DOI:  
<http://10.31095/investigatio.2018.11.8>

## Introducción

La Región Tumbesina, también conocidos como bosques secos, ha sufrido una rápida transformación en las últimas décadas en Ecuador, principalmente por la extracción de madera y al cambio del uso del suelo (Janzen, 1988; Dodson & Gentry, 1991; Parker & Carr 1992; Aguirre & Delgado, 2005; Aguirre-Mendoza & Kvist, 2005). Esta región se caracteriza por su alta biodiversidad, y alto grado de endemismo de diferentes grupos taxonómicos (Best & Kessler, 1995; Linares-Palomino *et al.*, 2010; Linares-Palomino *et al.*, 2011), lo cual obedece a su ubicación ecuatorial, y la influencia de las corrientes oceánicas de Humboldt y El Niño, provocando una estacionalidad climática muy marcada (Loaiza, 2013). En Ecuador, los bosques secos se ubican en las provincias de Manabí, Guayas, Los Ríos, El Oro y Loja 2006).

Entre los sitios que conservan este tipo de ecosistema en la costa ecuatoriana está el Bosque Protector Cerro Blanco (BPCB), el cual cuenta con una línea base actualizada de macromamíferos (Jack & Campos, 2012; Saavedra & Cun, 2013; Papworth & Mejía, 2015), relacionada a patrones de actividad, distribución, comportamiento o nichos ecológicos; también es común el registro anecdótico de especies de carnívoros por parte de los trabajadores e intérpretes ambientales, y que no se ha sistematizado o reportado, siendo esto una tarea pendiente.

En este contexto, es importante estimar la abundancia de las poblaciones

de carnívoros para efectos de monitoreo, y actualizaciones de planes de manejo (Caughley & Sinclair, 1994; Walker *et al.*, 2000; García-Olaechea & Hurtado, 2018), dado que cambios en la abundancia y estructura de poblaciones de carnívoros influirán en otros procesos ecológicos, como la dinámica de las enfermedades (Ostfeld & Holt, 2004; Levi *et al.*, 2012), los incendios forestales (Holdo *et al.*, 2009), y el secuestro de carbono (Schmitz , 2014).

Por lo antes dicho, es necesario un estudio que contribuya al conocimiento de la ecología de los mamíferos carnívoros, con miras a mejorar su manejo y conservación en Cerro Blanco, con técnicas estandarizadas que puedan replicarse en monitoreos posteriores. Una de estas técnicas es el uso de estaciones olfativas (Richards & Hine, 1953; Rodríguez-Mazzini, 1996; Henríquez, 2006), que son útiles para registrar especies de carnívoros esquivas (Harrison, 1997; Tessaro & González, 2011). Con estos antecedentes, nuestro objetivo principal fue estimar la diversidad y abundancia del orden Carnivora (Mammalia) en el Bosque Protector Cerro Blanco, en dos áreas bajo distinto grado de intervención.

## Materiales y métodos

### *Área de estudio*

El Bosque Protector Cerro Blanco se localiza sobre el kilómetro 16 de la Vía a la Costa, al oeste de la ciudad de Guayaquil (Provincia Guayas, Ecuador) (2°10'50,15'' S; 80° 01'01,93''O) cerca

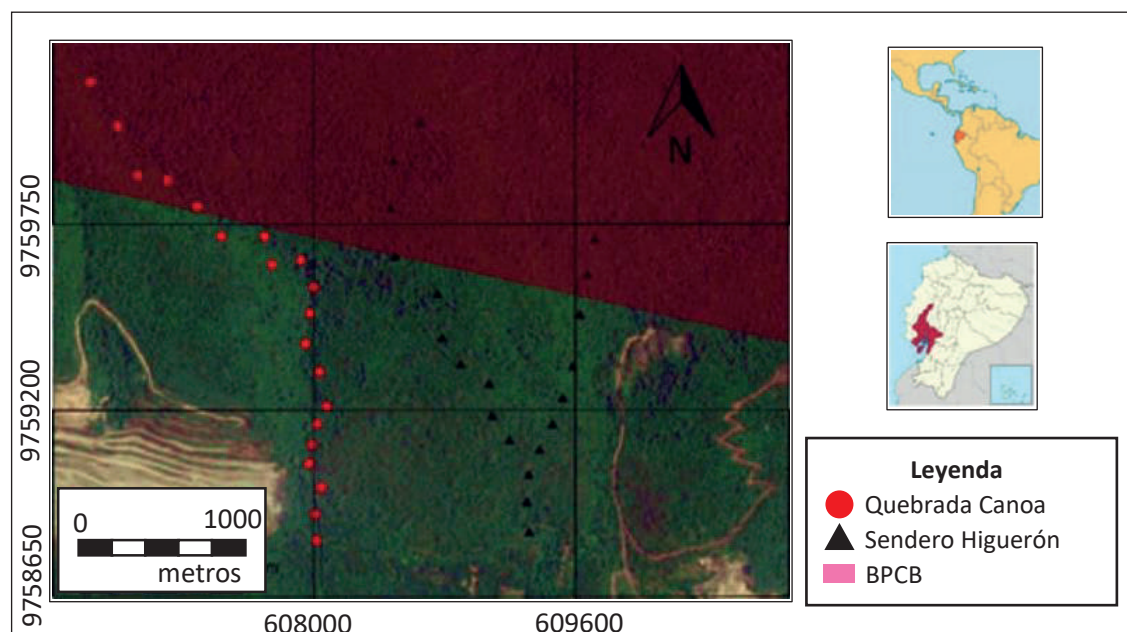


Figura 1. Ubicación de las estaciones olfativas en el Bosque Protector Cerro Blanco. Los triángulos corresponden a Quebrada Canoa ( $2^{\circ}10'44,15''S$ ;  $80^{\circ} 1'17,56''O$ ) y los círculos a Sendero Higuerón ( $2^{\circ}10'40,91''S$ ;  $80^{\circ} 0'56,36''O$ ). Imagen tomada de Google Earth (2017).

del extremo sureste de la cordillera Chongón-Colonche, con un rango altitudinal que varía entre los 20 y los 507 metros sobre el nivel del mar (Cajas, Novillo, Peña & Vizúete, 2013) (Figura 1).

#### Fase de campo

Se realizó durante la transición de la época seca a la época lluviosa, entre el 28 de noviembre del 2014 hasta el 28 febrero 2015, con una duración de tres meses, en dos áreas de muestreo: a) Quebrada Canoa ( $2^{\circ}10'44,15''S$ ;  $80^{\circ} 1'17,56''O$ ), que soporta una alta presión minera, b) Sendero Higuerón ( $2^{\circ}10'40,91''S$ ;  $80^{\circ} 0'56,36''O$ ), que presenta moderada actividad ecoturística (Figura 1). Se ubicaron 40 estaciones en total, 20 en cada área de muestreo, cada estación estuvo ubicada a 100 metros de distancia entre sí, y se utilizó una mezcla de tierra de limo y

arena (relación 2:1), para mejorar la impresión de la huella distribuida en forma de círculo de 1 m de diámetro, y en el centro se colocó el atrayente (Simonetti & Huareco, 1999). Estas estaciones fueron ordenadas de la siguiente manera: control, carne de res, vísceras de pollo y atún enlatado, y fueron revisadas cada dos días, activándolas nuevamente de ser necesario. Para considerarlas como operativas, éstas fueron activadas impregnándolas con la huella de la mano; si la estación no tenía esta marca se consideró no operativa (Novaro *et al.*, 2000). El esfuerzo de muestreo se calculó relacionando el número de estaciones operativas por 24 horas, que fue el tiempo que se dejó funcionando la trampa:

Las huellas fueron registradas fotográficamente, y a través de dibujos en papel de acetato, colocado sobre un

acrílico para darle soporte, fijando con un apretador y trazando la forma de la misma con la ayuda de un lápiz marcador de acetatos (Smallwood & Fitzhugh, 1993). Para la identificación de las huellas se usaron las guías de Navarro & Muñoz (2000), Aranda (2012) y Tirira (2017).

#### Análisis de datos

Se calculó el índice de abundancia relativa (IAR) propuesta por Linhart & Knowlton (1975), que indica la relación en cuanto al número de especies presentes, siendo el 100% todas las especies encontradas en el muestreo, el rango es de 0 a 50 (0-15 baja; 16-30 media y 31 a 50 alta):

$$IAR = \frac{\text{Número total de visitas por especie}}{(\text{Número total de estaciones operantes}) \times 1000}$$

Para estimar la riqueza específica, se utilizó la curva de acumulación de especies, usando el software EstimateS 9.1 con el estimador Chao 2 (Colwell, Mao & Chang, 2004). Además, se realizó

una prueba de Chi-Cuadrado, para comparar si había diferencias en el número de estaciones operativas entre ambas áreas. Las categorías de amenaza fueron revisadas de acuerdo con los criterios de Tirira (2011).

#### Resultados

Se registraron seis carnívoros identificados hasta nivel de especie, y tres hasta el nivel de familia, distribuidos en cuatro familias y cinco géneros (Tabla 1).

Las estaciones se activaron un total de 1960 veces, de las cuales 1739 ocasiones estuvieron operativas, dando un total de 41 736 horas de esfuerzo de muestreo; no hubo diferencias significativas en el número de estaciones operativas entre ambas áreas de muestreo ( $p < 0,87$ ) (Quebrada Canoa;  $n=821$ , y Sendero Higuerón;  $n= 918$ ).

#### Quebrada Canoa

Se colectaron un total de 68 huellas,

Tabla 1.

Especies de mamíferos carnívoros registradas en las trampas-huella en el Bosque Protector Cerro Blanco.

Nº	Familia	Especie	Nombre común	Estado de conservación*
1		<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote	Casi amenazado
2		<i>Leopardus wiedii</i>	Margay	Vulnerable
3	Felidae	<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	Jaguarondi	Casi amenazado
4		<i>Puma concolor</i>	Puma	Vulnerable
5		No identificada	--	--
6	Procyonidae	<i>Procyon cancrivorus</i>	Oso lavador cangrejero	Datos Insuficientes
7	Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	Cabeza de mate	No Evaluada
8		<i>Galictis vittata</i>	Hurón	Datos Insuficientes
9	Canidae	No identificada	--	--

\* Fuente: Tirira, 2011.

registrando siete especies de carnívoros, cinco identificadas a nivel de especie y dos a nivel de familia: 1) ocelote (*Leopardus pardalis*, Linnaeus, 1758); 2) oso lavador cangrejero (*Procyon cancrivorus*, Cuvier, 1798); 3) margay (*Leopardus wiedii*, Schinz, 1821); 4) cabeza de mate (*Eira barbara*, Linnaeus, 1758); 5) jaguarundi (*H. yagouaroundi*, Saint-Hilaire, 1803); 6) Felidae sp.; 7) Canidae. La especie *L. pardalis* fue la que visitó con mayor frecuencia los atrayentes (23 huellas;  $IAR=28,01$ ), prefiriendo la carne; seguido de *P. cancrivorus* (16 huellas;  $IAR=19,49$ ). *L. wiedii* sólo se reportó en las estaciones que tenían carne y atún enlatado (11 huellas;  $IAR=13,40$ ). Las especies que presentaron abundancia relativa baja fueron *H. yagouaroundi* (7 huellas;  $IAR=8,53$ ) con ligera preferencia por el atún enlatado, y *E. barbara* (6 huellas;  $IAR=7,3$ ), que no mostró alguna preferencia clara por algunos de los atrayentes. Se registró la huella de un felino pequeño no identificado, en las estaciones con vísceras de pollo y atún enlatado (4 huellas;  $IAR=2,44$ ). Se colectó la huella de un cánido, en la última estación, siendo esa su única visita ( $IAR=1,22$ ), el cual no pudo ser identificado hasta especie. La preferencia que tuvo cada especie por los atrayentes se muestra en la Figura 2.

El número de visitas a los atrayentes no comerciales tuvo variaciones importantes a lo largo de las semanas de muestreo; mientras que en la segunda y tercera semana de diciembre del 2014 aumentó el número de visitas; a inicio del mes de enero del 2015 hubo un fuerte descenso en cuanto al número de visitas

en las estaciones olfativas (Figura 3). La curva de acumulación de especies estima que el esfuerzo de muestreo está llegando a la asíntota (Figura 4).

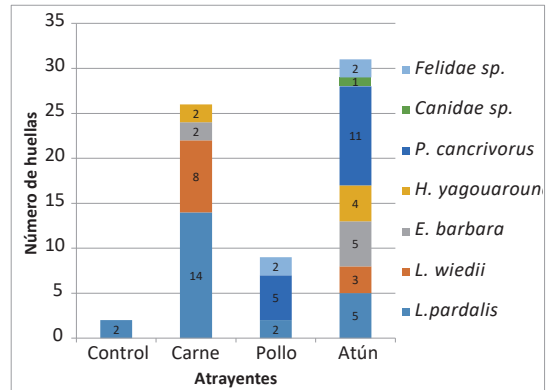


Figura 2. Registros de visitas de mamíferos carnívoros en función del atrayente, en la Quebrada Canoa desde el 28 de noviembre del 2014 al 28 de febrero 2015.

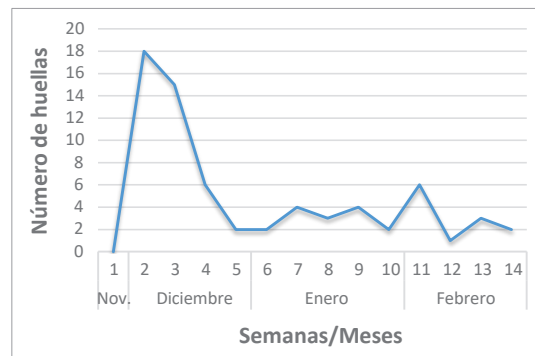


Figura 3. Registro de huellas por semana de muestreo en la Quebrada Canoa desde el 28 de noviembre del 2014 al 28 de febrero 2015.

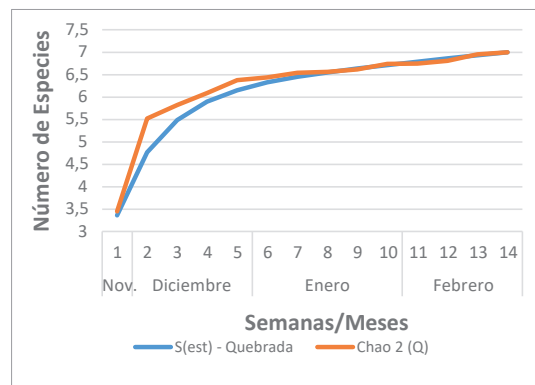


Figura 4. Curva de acumulación de especies de carnívoros en Quebrada Canoa, desde el 28 de noviembre del 2014 al 28 de febrero 2015.

### Sendero Higuerón

Para esta área de muestreo se colectaron un total de 62 huellas, registrando ocho especies de carnívoros, seis identificadas y dos sin identificación: 1) *L. pardalis*, 2) *P. cancrivorus*, 3) *L. wiedii*, 4) *E. barbara*, 5) *H. yagouaroundi*, 6) hurón (*Galictis vittata*, Schreb, 1776), 7) Felidae 1, 8) Felidae 2. La especie *L. pardalis*, al igual que en la Quebrada Canoa, fue la especie que visitó con mayor frecuencia los atrayentes, prefiriendo la carne (20 huellas;  $IAR=21,79$ ), seguido de *E. barbara* la cual no mostró alguna preferencia por algunos de los atrayentes usados (16 huellas;  $IAR=17,43$ ). Otras especies presentaron menor registros como *P. cancrivorus*, con fuerte preferencia por el atún enlatado (11 huellas;  $IAR=11,98$ ). *L. wiedii* sin alguna predilección marcada por alguno de los atrayentes (6 huellas;  $IAR=6,54$ ). *H. yagouaroundi* no mostró preferencia por los atrayentes (4

huellas;  $IAR=4,36$ ). Las visitas del *G. vittata* fueron de un solo día, en estaciones que tenían como atrayentes pollo y atún enlatado (2 huellas;  $IAR=2,18$ ). Al igual que en la Quebrada Canoa, se encontraron las huellas del Felidae sp. 1, que visitó en dos ocasiones las estaciones con carne y atún enlatado (2 huellas;  $IAR=2,18$ ). En una de las estaciones control se encontró la huella de un felino (1 huellas;  $IAR=1,09$ ), muy similar a la de un puma (*Puma concolor*), pero su tamaño era más pequeño a lo documentado.

La preferencia por los atrayentes por los carnívoros fue menos distinguible en el Sendero Higuerón (Figura 5).

La tasa de visitas en las estaciones olfativas a lo largo de las semanas tuvo ligeras variaciones en los dos primeros meses de muestreo, esta tasa de visitas disminuyó en el último mes, debido a las fuertes lluvias que se dieron en el mes de febrero (Figura 6).

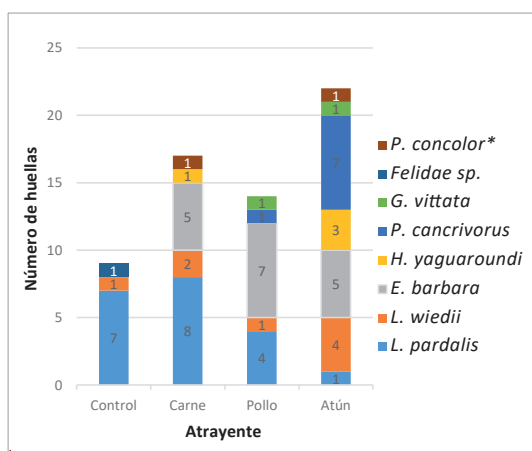


Figura 5. Registros de visitas de mamíferos carnívoros en función del atrayente, en la Sendero Higuerón desde el 28 de noviembre del 2014 al 28 de febrero 2015. *P. concolor*\*: no se pudo corroborar con total certeza.

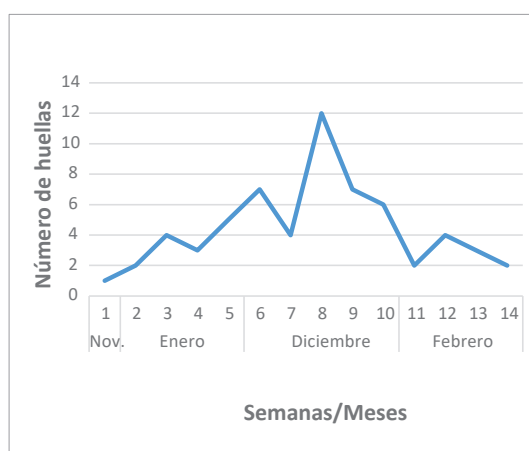


Figura 6. Registro de huellas por semana de muestreo en la Sendero Higuerón desde el 28 de noviembre del 2014 al 28 de febrero 2015.

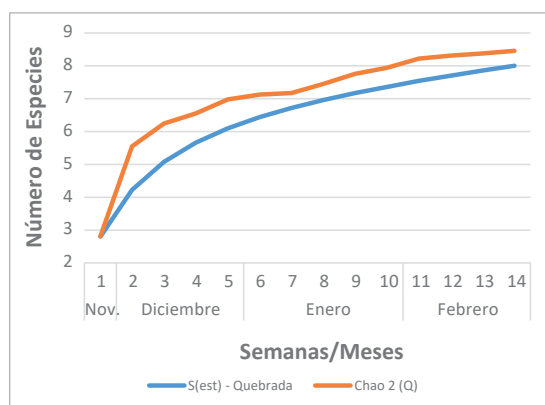


Figura 7. Curva de acumulación de especies de carnívoros en el sendero Higuerón, desde el 28 de noviembre del 2014 al 28 de febrero del 2015.

La curva de acumulación de especies indica que el esfuerzo de muestreo se aproxima a llegar a la asintota, en esta área de muestreo (Figura 7).

## Discusión

En el Bosque Protector Cerro Blanco se han registrado previamente 11 especies de carnívoros (Horstman, 1998). En el presente estudio se reportan nueve especies de estas especies, lo que corresponde al 25% del total registrado para esta región (Tirira, 2017). Trabajos previos han reportado en Cerro Blanco especies como *Nasua nasua* y *Panthera onca* (Saavedra & Cun, 2013; Saavedra *et al.*, 2017), las cuales no se registraron en las estaciones olfativas, una de las posibles causas puede ser el reducido tiempo y área muestreada, además de que los atrayentes pueden no ser muy efectivos para estas especies. Esta última se considera una especie paraguas, y un buen indicador del estado de conservación del ecosistema (Miller & Rabinowitz, 2002; Sanderson *et al.*, 2002).

En comparación con otras localidades

de occidente en la costa ecuatoriana, el presente trabajo reporta especies similares a las encontradas en el Refugio de Vida Silvestre Pacoche (Lizcano *et al.*, 2016) y el Parque Nacional Machalilla (Cervera *et al.*, 2016); tales como *L. pardalis*, *L. wiedii*, *E. barbara*, *P. cancrivorus* y *H. yaguaroundi*. A diferencia del método utilizado en el presente estudio, en estas dos localidades se usó el fototrampeo. Debido a la similitud de especies registradas en el presente estudio con las registradas por Lizcano *et al.* (2016) y Cervera *et al.* (2016), se puede sugerir que la metodología utilizada en este estudio fue eficiente y además económica para el monitoreo de carnívoros en este tipo de ecosistema.

Las especies *L. pardalis* y *P. cancrivorus* registraron el *IAR* más alto, coincidiendo con lo reportado en los bosques secos de Colombia (Pizano & García, 2014). En el caso de *E. barbara* también se obtuvo un valor alto (*IAR*=19,49), en concordancia con lo reportado en México utilizando cámaras trampa (*IAR*=0,61) (Lira-Torres & Briones-Salas, 2012). Esto podría explicarse a factores como la ubicación o altura de la cámara, dificultando el fotografiar animales pequeños mientras que en la metodología de estación olfativa se usa a nivel de suelo.

La especie *H. yaguaroundi* (jaguarundi) se registró con baja abundancia relativa en ambas áreas de muestreo, con una ligera preferencia por el atrayente atún enlatado. Esta especie se alimenta de invertebrados, reptiles, aves y

pequeños mamíferos (Tófoli *et al.*, 2009). A pesar de su amplia distribución neotropical, el jaguarundi es una de las especies de felinos poco estudiados (Brodie, 2009).

Nuestros resultados muestran también especies escasamente registradas, como *L. wiedii*, que visitó los atrayentes en ambas áreas de muestreo, con un índice de abundancia relativa medio; lo cual podría explicarse por sus hábitos arborícolas (Oliveira, 1998; Meraz *et al.*, 2010). De acuerdo a García del Valle & Estrada (2010), félidos como *L. wiedii* y *L. pardalis* son sensibles a las alteraciones del hábitat, por lo que podrían ser usados como bioindicadores para determinar el estado de conservación de Cerro Blanco. La especie *G. vittata* visitó en un solo día los atrayentes de pollo y atún enlatado, a mediados de la época lluviosa, y es considerada una rareza demográfica, porque es una especie de baja densidad poblacional (Yensen & Tarif, 2003; Cuarón *et al.*, 2015), así como en los bosques secos tropicales de Colombia (Pizano & García, 2014). Esto concuerda con la abundancia relativa reportada en este trabajo. Debido a que *G. vittata* es uno de los carnívoros menos estudiados en América (Bornholdt *et al.*, 2013); es importante realizar estudios que evalúen su tolerancia ante las acciones antropogénicas ejercidas en su distribución, para evaluar mejor su categoría de amenaza (Jiménez-Alvarado *et al.*, 2016).

Por otro lado, los cebos no fueron eficaces para atraer carnívoros como el cusumbo (*Potos flavus* Schreber, 1774),

que es arborícola, cuya dieta se basa en flores, néctar, fruta, insectos, pequeños vertebrados y en algunas ocasiones huevos de aves, considerándose una especie omnívora (Reid, 1997; Wainwright, 2002), aunque otros autores la consideran exclusivamente frugívoro (Janzen, 1991; César & Hernández, 2015), lo que explicaría su ausencia en las trampas.

Entre nuestros resultados, existen dos registros de individuos de la familia Felidae que no se lograron identificar a un nivel específico: Felidae 1 (ver Tabla 1), que presumiblemente corresponderían al gato del pajonal (*Leopardus pajeros* Desmarest, 1816), el cual no se ha reportado en bosque seco costeros de Ecuador (Lizcano *et al.*, 2016; Cervera *et al.*, 2016; Espinoza *et al.*, 2016), pero que ha sido reportado en manglar y matorral desértico en Vice, Piura - Perú (García - Olaechea *et al.*, 2013), y los bosques secos de la provincia de Loja (García - Olaechea & Hurtado, 2018). Otro registro que no se logró identificar plenamente fue Felidae 2 (ver Tabla 1), y que presumiblemente correspondería a puma (*Puma concolor* Linneo, 1771), el cual está registrado en el plan de manejo del área (Horstman, 1998). Sin embargo, hay que considerar que los registros de esta especie en bosques secos ecuatorianos han sido escasos (Tirira, 2011), lo cual ha sido consistente a lo publicado en ecosistemas similares de Colombia y Perú (Díaz-Pulido *et al.*, 2014; Hurtado & Pacheco, 2015). En ambos casos, es necesario una identificación confirmada de estos registros, mediante técnicas como el fototrampeo.



Otro registro no identificado plenamente corresponde a un cánido, posiblemente un perro feral (Saavedra *et al.*, 2017; Zapata-Ríos & Branch, 2018), aunque no puede descartarse al perro o zorro de Sechura (*Lycalopex sechurae* Thomas, 1900), el cual presenta una distribución discontinua que viene desde Manabí (Salas *et al.*, datos no publicados.), y avanza a la provincia de El Oro. Este registro ocurrió en una sola ocasión en las estaciones con atrayente de atún enlatado en la Quebrada Canoa. El zorro de Sechura está considerado como un dispersor primario de semillas en los remanentes de bosques secos de Ecuador y Perú (Otivo, 2015), es endémico de esta región (Albuja *et al.*, 2012), por lo que al igual que en los casos de huellas de Felidae, es necesario la confirmación mediante el fototrampeo.

El uso de la técnica de atrayentes no comerciales puede aportar datos sobre los carnívoros y permite estimar la tolerancia a ciertos impactos antropogénicos, lo cual es un insumo importante para evaluar su grado de amenaza o riesgo de extinción bajo los criterios que propone UICN (2012).

Entre las especies priorizadas se proponen *L. wiedii* que se encuentra como Vulnerable (VU) (Espinosa & Tirira, 2011c), así como en el Apéndice I de CITES, otros félidos como *L. pardalis* y *H. yagouaroundi* se ubican como Casi amenazada (NT) (Espinosa *et al.*, 2011b; Espinosa *et al.*, 2011a), ésta última se ubica en el Apéndice II de CITES; prociónidos como *P. cancrivorus* y *G. vittata* se ubican como Datos

Insuficientes (Tirira & Amador, 2011; Tirira, 2011).

Los atrayentes usados muestran patrones similares de efectividad, pues el atún y la carne registraron mayor abundancia relativa de huellas, y mayor riqueza de especies en ambas áreas (ver Figuras 2 y 5), aunque el número de visitas entre los diferentes atrayentes fue desigual entre áreas. Los atrayentes usados fueron eficientes en registrar la presencia de carnívoros de forma rápida, lo cual concuerda con lo reportado en otros estudios (Harrison, 1997; Helon *et al.*, 2002; Pacheco *et al.*, 2003), y debe considerarse como una herramienta complementaria para inventarios rápidos.

Sin embargo, es necesario considerar que la efectividad de los atrayentes se ve afectada por la temporada de lluvias (Figura 3), ya que los olores se dispersan menos con la lluvia, además que el comportamiento de la mastofauna puede variar debido a una mayor disponibilidad de presas, lo que ocasionaría que los atrayentes sean menos efectivos, siendo recomendable que la decisión de usar el atrayente debe basarse en criterios como el tipo de ecosistema, la temporada del año, y la biología de las especies de carnívoros a estudiar. Otra limitante de esta técnica es que no puede usarse en estudios de largo plazo, pues no permite discriminar entre individuos de la misma especie, por lo que no puede estimarse la densidad poblacional, o conocer cuánto se dispersan espacialmente, así como determinar el uso del hábitat, por lo que de forma complementaria, es altamente recomendable emplear cámaras trampa, con miras a evaluar la situación real

de los carnívoros en esta localidad, y su uso de hábitat.

Finalmente, dadas las fuertes presiones o amenazas que soportan los carnívoros a nivel nacional, como la cacería ilegal, urbanización acelerada, minería y agricultura extensiva (Tirira, 2011), y los resultados presentados, se demuestra que Cerro Blanco constituye uno de los últimos refugios en la costa ecuatoriana para esta mastofauna (Saavedra *et al.*, 2017), y su fauna es comparable a otras áreas marino-costeras protegidas (Cervera *et al.*, 2016; Espinosa *et al.*, 2016; Lizcano *et al.*, 2016), por lo que la investigación y conservación de este bosque protector es prioritario.

### Agradecimientos

A Eric Horstman y Paul Cun, de Fundación ProBosque, por permitirnos realizar la investigación en el Bosque Protector Cerro Blanco.

### Referencias

- Aguirre-Mendoza, Z., & Kvist, L. P. (2005). Floristic composition and conservation status of the dry forests in Ecuador. *Lyonia*, 8(2), 41–67.
- Aguirre, Z., Kvist, L. P., & Sánchez, O. (2006). Bosques secos en Ecuador y su diversidad. *Botánica Económica de Los Andes Centrales*, (8), 162–187.
- Aranda-Sánchez, J. M. (2012). *Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México* (Primera Ed). México, D.F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio).
- Best, B., & Kessler, M. (1995). *Biodiversity and Conservation in Tumbesian Ecuador and Peru*. Cambridge, U.K.: BirdLife International.
- Bornholdt, R., Helgen, K., Koepfli, K. P., Oliveira, L., Lucherini, M., & Eizirik, E. (2013). Taxonomic revision of the genus *Galictis* (Carnivora: Mustelidae): Species delimitation, morphological diagnosis, and refined mapping of geographical distribution. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 167(3), 449–472.
- Brodie, J. (2009). Is research effort allocated efficiently for conservation? Felidae as a global case study. *Biodiversity and Conservation*, 18(11), 2927–2939.
- Cajas, C., Novillo, J., Peña, M., & Vizuete, J. C. (2013). *Plan Piloto de Restauración del Bosque Seco Tropical Alterado por la Minería en el Bosque Protector Cerro Blanco*. Propuesta destinada a Holcim-Ecuador. Disponible en: [http://www.rncalliance.org/WebRoot/rncalliance/Shops/rncalliance/4C3D/4F09/CE5/616C/A9B6/C0A8/D218/55F2/Cerro\\_Blanco\\_Holcim\\_final.pdf](http://www.rncalliance.org/WebRoot/rncalliance/Shops/rncalliance/4C3D/4F09/CE5/616C/A9B6/C0A8/D218/55F2/Cerro_Blanco_Holcim_final.pdf).
- Caughley, G., & Sinclair, A. (1994). *Wildlife Ecology and Management* (Revised Ed). Oxford: Blackwell Science.
- 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.
- César, J., & Hernández, H. (2015). Factores de coexistencia entre mamíferos carnívoros: ¿segregarse o competir? *Elementos*, 100, 47–52.
- Colwell, R. ., Mao, C., & Chang, J. (2004). Interpolando, extrapolando y comparando las curvas de acumulación de especies basadas en su incidencia. *Ecology*,

- 85(10), 2717–2727.
- Cuarón, A. D., Reid, F., & Helgen, K. (2015). *Galictis vittata*. *The IUCN Red List of Threatened Species*. Disponible en: <https://www.iucnredlist.org/>
- Díaz-Pulido, A., Benítez, A., Gómez-Ruiz, D. A., Calderón-Acevedo, C. A., Link, A., Pardo, A. et al. (2014). Mamíferos del bosque seco, una mirada al Caribe colombiano. En: C. Pizano y H. García (eds.). *El bosque seco tropical en Colombia* (pp. 128-165). Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt.
- Dodson, C., & Gentry, A. (1991). Biological extinction in Western Ecuador. *Biodiversity Heritage Library*, 78(2), 273–295.
- 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 de extinción? *Revista Ecosistemas*, 25(2), 5–12.
- García-Olaechea, Á., Chávez-Villavicencio, C., & Cova, J. N. (2013). *Leopardus pajeros* (Desmarest, 1816) (Carnivora: Felidae) in Northern Peru: First record for the department of Piura, at the Mangroves San Pedro de Vice, and geographic extension. *Check List*, 9(6), 1596–1599.
- García-Olaechea, A., & Hurtado, C. M. (2018). Assessment of the current distribution and human perceptions of the Pampas cat *Leopardus colocolo* in northern Peru and southern Ecuador. *Oryx*, 52(03), 587–590.
- García del Valle, Y., & Estrada, A. (2010). *Estudio para la identificación de especies de mamíferos medianos y grandes en el Parque Nacional Palenque, Palenque, Chiapas, México*. Informe del proyecto CONANP/DRFSIPS/AD-ES-003/2010. Disponible en: [https://www.academia.edu/36147200/Estudio\\_para\\_la\\_identificacion\\_de\\_especies\\_de\\_mamiferos\\_CONANP](https://www.academia.edu/36147200/Estudio_para_la_identificacion_de_especies_de_mamiferos_CONANP)
- Harrison, R. (1997). Chemical attractants for Central American felids. *Wildlife Society Bulletin*, 25(1), 93–97.
- Helon, D. A., Anderson, J. T., & Osbourne, J. D. (2002). Comparison of interior versus roadside scent station placement to determine carnivorous mammal presence. *Game and Wildlife Science*, 19(4), 303–312.
- Henriquez, A. C. (2006). *Evaluación de técnicas de campo para el monitoreo de fauna cinegética en la cuenca del Río Valle, Chocó*. Tesis de grado. Facultad de ciencias. Pontificia Universidad Javeriana. Colombia, Bogotá.
- Holdo, R. M., Sinclair, A. R. E., Dobson, A. P., Metzger, K. L., Bolker, B. M., Ritchie, M. E., & Holt, R. D. (2009). A Disease-mediated trophic cascade in the Serengeti and its implications for ecosystem C. *PLoS Biology*, 7(9), e1000210.
- Hurtado, C. M., & Pacheco, V. (2015). Nuevos registros de mamíferos en el Parque Nacional Cerros de Amotape, noroeste de Perú. *Revista Peruana de Biología*, 22, 77–86.
- Jack, K., & Campos, F. (2012). Distribution, abundance, and spatial ecology of the critically endangered Ecuadorian capuchin (*Cebus albifrons aequatorialis*). *Tropical Conservation Science*, 5(2), 173–191.
- Janzen, D. H. (1988). Ecological characterization of a Costa Rican dry forest caterpillar fauna. *Biotropica*, 20(2), 120–135.
- Janzen, D. H. (1991). *Historia Natural de Costa*

- Rica. Costa Rica: Editorial de la Universidad de Costa Rica.
- Jiménez-Alvarado, J. S., Arias-Ocampo, A., Pineda-Guerrero, A., Zárrate-Charry, D. A., Vela-Vargas, I. M., Chacón-Pacheco, J., & González-Maya, J. F. (2016). Analysis of the distribution of the Grison (*Galictis vittata*) (Carnivora: Mustelidae) in the Colombian Caribbean. *Therya*, 7(1), 179–186.
- Levi, T., Kilpatrick, A. M., Mangel, M., & Wilmers, C. C. (2012). Deer, predators, and the emergence of Lyme disease. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(27), 10942–10947.
- Linares-Palomino, R., Kvist, L. P., Aguirre-Mendoza, Z., & Gonzales-Inca, C. (2010). Diversity and endemism of woody plant species in the Equatorial Pacific seasonally dry forests. *Biodiversity and Conservation*, 19(1), 169–185.
- Linares-Palomino, R., Oliveira-Filho, A. T., & Pennington, R. T. (2011). Neotropical seasonally dry forests: diversity, endemism, and biogeography of woody plants. En: R. Dirzo, H. S. Young, H. A. Mooney, G. Ceballos (eds.). *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation* (pp. 3-21). Washington: Island Press.
- Linhart, S. B., & Knowlton, F. F. (1975). Determining the relative abundance of coyotes by scent station lines. *Wildlife Society Bulletin*, 3(3), 119–124.
- Lira-Torres, I., & Briones-Salas, M. (2012). Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 28(3), 566–585.
- Lizcano, D. J., Cervera, L., Espinoza-Moreira, S., Poaquiza-Alava, D., Pares-Jimenez, V., & Ramirez-Barajas, P. J. (2016). Medium and large mammal richness from the marine and coastal wildlife refuge of Pacoche, Ecuador. *Therya*, 7(1), 135–145.
- Loaiza, C. R. (2013). The Tumbesian center of endemism: biogeography, diversity and conservation. *BIOGEOGRAFÍA*, 6, 4–10.
- Meraz, J., Benjamín, L., & Betzabeth, G. (2010). El Ocelote (*Leopardus pardalis*) y Tigrillo (*Leopardus wiedii*) en la costa de Oaxaca. *Ciencia y Mar*, 41, 53–55.
- Muñoz-Pedrerros, A. (2008). *Huellas y Signos de Mamíferos de Chile*. Valdivia, Chile: CEA Ediciones.
- Navarro, J. F., & Muñoz, J. (2000). *Manual de huellas de algunos mamíferos terrestres de Colombia*. Edición de campo. Medellín, Colombia.
- Novaro, A. J., Funes, M. C., & Susan Walker, R. (2000). Ecological extinction of native prey of a carnivore assemblage in Argentine Patagonia. *Biological Conservation*, 92(1), 25–33. h
- Oliveira, T. (1998). *Leopardus wiedii*. *Mammalian Species*, 579, 1–6.
- Ostfeld, R. S., & Holt, R. D. (2004). Are predators good for your health? Evaluating evidence for top-down regulation of zoonotic disease reservoirs. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(1), 13–20.
- Otovo, J. (2015). *Aportes para un manejo sostenible del ecosistema bosque tropical seco de Piura*. Piura: Asociación para la investigación y desarrollo integral (AIDER).
- Pacheco, L. F., Guerra, J. F., & Ríos-uzeda, B. (2003). Eficiencia de atrayentes para carnívoros en bosques yungueños y praderas altoandinas en Bolivia. *Mastozoología Neotropical*, 10(1), 167–176.

- Papworth, S., & Mejia, M. (2015). Population density of Ecuadorian mantled howler monkeys (*Alouatta palliata aequatorialis*) in a tropical dry forest, with information on habitat selection, calling behavior and cluster sizes. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 50, 65–72.
- Parker, T. A., & Carr, J. L. (1992). *Status of forest remnants in the Cordillera de la Costa and adjacent areas of southwestern Ecuador. Rapid Assessment Program* (Vol. 1992).
- Pizano, C., & García, H. (Eds.). (2014). *El Bosque Seco Tropical en Colombia*. Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Richards, S. y Hine, R. (1953). *Wisconsin fox populations*. Wisconsin Department of Conservation Technical Bulletin 6.
- Rodríguez-Mazzini, R. (1996). *Uso de la técnica de estaciones olfativas (scent-station technique) en estudios de ecología de mamíferos* (No. 8). Programa de Conservación de la Biodiversidad y Desarrollo Sustentable en los Humedales del Este (PROBIDES). Disponible en: [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-0029\(19980301\)40:6<492::AID-JEMT10>3.0.CO;2-L](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0029(19980301)40:6<492::AID-JEMT10>3.0.CO;2-L)
- Saavedra, M., & Cun, P. (2013). Estado actual de conservación, primer registro fotográfico y estimación poblacional del jaguar de la costa (*Panthera onca centralis*) y registros de fauna acompañante de mamíferos medianos y mayores en el Bosque Protector Cerro Blanco de la cordillera Chon. *Yachana*, 2, 127–138.
- Saavedra, M., Cun, P., Horstman, E., Carabajo, S., & Alava, J. J. (2017). The Last Coastal Jaguars of Ecuador: Ecology, Conservation and Management Implications. En: A. B. Shrivastav & K.P. Singh (Ed.), *Big Cats* (pp. 111–131). In Tech.
- Sanderson, E. W., Redford, K. H., Vedder, A., Coppolillo, P. B., & Ward, S. E. (2002). A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape and Urban Planning*, 58(1), 41–56.
- Schmitz, O. J., Raymond, P. a., Estes, J. a., Kurz, W. a., Holtgrieve, G. W., Ritchie, M. E., Wilmsers, C. C. (2014). Animating the carbon cycle. *Ecosystems*, 17(2), 344–359.
- Simonetti, J. A., & Huareco, I. (1999). Uso de huellas para estimar diversidad y abundancia relativa de los mamíferos de la Reserva de la Biosfera - Estación Biológica del Beni, Bolivia. *Mastozoología Neotropical*, 6(1), 139–144.
- Smallwood, K. S., & Fitzhugh, E. L. (1993). A rigorous technique for identifying individual mountain lions *Felis concolor* by their tracks. *Biological Conservation*, 65(1), 51–59.
- Tessaro, S., & González, C. (2011). *Manual de Técnicas para el estudio de la Fauna*. Querétaro, México: Universidad Autónoma de Querétaro-Instituto de Ecología, A. C.
- Tirira, D. G. (2011). *Libro Rojo de los mamíferos del Ecuador* (2° Edición). Quito, Ecuador: Fundación Mamíferos y Conservación, Pontificia Universidad Católica del Ecuador y Ministerio de Ambiente. Publicación Especial sobre los mamíferos del Ecuador 8.
- Tirira, D. G. (2017). *Guía de campo de los mamíferos del Ecuador* (2° edición). Quito, Ecuador: Asociación Ecuatoriana de Mastozoología y Editorial Murciélago Blanco. Publicación Especial sobre los mamíferos de Ecuador 11.
- Tófoli, C. F., Rohe, F., & Setz, E. Z. F. (2009). Jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) (Geoffroy, 1803) (Carnivora, Felidae) Food Habits in a Mosaic of Atlantic

Rainforest and Eucalypt Plantations of Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of BBology*, 69(3), 871–877.

UICN, U. M. P. L. N. (2001). *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN, Version 3.1 segunda edición*.

Walker, R. S., Novaro, A. J., & Nichols, J. D. (2000). Consideraciones para la estimación de abundancia de poblaciones de mamíferos. *Mastozoología Neotropical*, 7(2), 73–80.

Yensen, E., & Tarif, T. (2003). *Galictis vittata*. *Mammalian Species*, (727), 1–8.

Zapata-Ríos, G., & Branch, L. C. (2018). Mammalian carnivore occupancy is inversely related to presence of domestic dogs in the high Andes of Ecuador. *PLOS ONE*, 13(2), e0192346.