

PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL ECUADOR

FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

MAESTRÍA EN SOSTENIBILIDAD Y PLANIFICACIÓN DE LA CONSERVACIÓN

Impactos humanos sobre las dinámicas espaciales y poblacionales de ungulados en la sección occidental de la Reserva de la Biósfera Yasuní

Disertación previa a la obtención del título de Magister en Sostenibilidad y
Planificación de la Conservación

FERNANDO GREGORIO ANAGUANO YANCHA

Quito, 2024

CERTIFICACIÓN

Certifico que la Disertación de Maestría en Sostenibilidad y Planificación de la Conservación del Sr. Fernando Gregorio Anaguano Yancha ha sido concluida de conformidad con las normas establecidas; por lo tanto, puede ser presentada para la calificación correspondiente.



Pablo A. Menéndez-Guerrero, PhD

Director de la Disertación

Quito, 30 de septiembre de 2024

DEDICATORIA

A mis padres Fanny y Manuel por alentarme a cumplir mis metas trazadas y por el apoyo incondicional brindado durante mí formación profesional y como persona.

A Ana Lucía por su comprensión, cariño y amor incondicional.

A Juan Isaac por ser mi motor para seguir superándome día a día.

Y a todos los que creyeron en mí...

AGRADECIMIENTOS

A mi director de tesis P. Menéndez-Guerrero y lectores S. Burneo y H. Álvarez por su orientación académica y sus comentarios que enriquecieron la presente disertación. A Wildlife Conservation Society, Programa Ecuador por permitirme usar los datos de foto-trampeo para desarrollar la presente investigación. A Naveda-Rodríguez por su orientación durante el desarrollo de esta tesis, por el apoyo incondicional, recomendaciones y sugerencias. A J. Palacios-Pérez, con quien compartí largas jornadas de campo. A los guías locales de las diferentes comunidades Kichwa y Waorani, quienes hicieron de mis días de trabajo de campo una grata experiencia.

TABLA DECONTENIDOS

1	RESUMEN	1
2.	ABSTRACT	2
3.	INTRODUCCIÓN	3
	OBJETIVOS	5
	OBJETIVO GENERAL.....	5
	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	5
4.	MATERIALES Y MÉTODO	6
	4.1. Área de estudio	6
	4.2. Diseño de muestreo	7
	4.3. Foto-trampeo	9
	4.4. Análisis de datos.....	9
5.	RESULTADOS	15
	5.1. Índice de abundancia relativa	15
	5.2. Modelos de ocupación	17
	5.3. Patrones y niveles de actividad	18
6.	DISCUSIÓN	21
7.	CONCLUSIONES	29
8.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	31
9.	FIGURAS	43
10.	TABLAS	62
11.	ANEXOS	68

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Disposición de los bloques de muestreo y estaciones de foto-trampeo en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní. 43
- Figura 2. Correlación de Pearson entre siete covariables continuas empleadas para construir modelos de ocupación para cuatro especies de ungulados cinegéticos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní.. 44
- Figura 3. Registros de las cuatro especies de ungulados cinegéticos capturadas por trampas fotográficas durante dos campañas de foto-trampeo realizadas en sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní..... 45
- Figura 4. Registros del perro domestico *Canis familiaris* capturadas por trampas fotográficas durante dos campañas de foto-trampeo realizadas en sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní..... 46
- Figura 5. Índice de abundancia relativa estimado para tapir amazónico *Tapirus terrestris* y pecarí de collar *Dicotyles tajacu* durante dos campañas de foto-trampeo realizadas en sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní..... 47
- Figura 6. Índice de abundancia relativa estimado para el pecarí de labio blanco *Tayassu pecari* y la corzuela roa americana *Mazama americana* durante dos campañas de foto-trampeo realizadas en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní 48
- Figura 7. Índices de abundancia relativa estimados para el tapir amazónico *Tapirus terrestris* en cuatro bloques de muestreo establecidos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní durante dos campañas de foto-trampeo 49
- Figura 8. Índices de abundancia relativa estimados para el pecarí de collar *Dicotyles tajacu* en cuatro bloques de muestreo establecidos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní durante dos campañas de foto-trampeo.. 50
- Figura 9. Índices de abundancia relativa estimados para el pecarí de labio blanco *Tayassu pecari* en cuatro bloques de muestreo establecidos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní durante dos campañas de foto-trampeo..... 51
- Figura 10. Índices de abundancia relativa estimados para la corzuela roja americana *Mazama americana* en cuatro bloques de muestreo establecidos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní durante dos campañas de foto-trampeo..... 52
- Figura 11. Probabilidad de ocupación y detectabilidad estimada para el tapir amazónico *Tapirus terrestres* y pecarí de collar *Dicotyles tajacu* en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní..... 53

Figura 12. Probabilidad de ocupación y detectabilidad estimada para el pecarí de collar <i>Tayassu pecari</i> y la corzuela roja americana <i>Mazama americana</i> en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní	54
Figura 13. Patrones de actividad de cuatro especies de ungulados cinegéticos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní	55
Figura 14. Solapamiento de la actividad del tapir amazónico <i>Tapirus terrestres</i> en cuatro bloques de muestreo establecidos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní durante dos campañas de foto-trampeo..	56
Figura 15. Solapamiento de la actividad del pecarí de collar <i>Dicotyles tajacu</i> en cuatro bloques de muestreo establecidos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní durante la campaña de foto-trampero del año 2015..	57
Figura 16. Solapamiento de la actividad del pecarí de collar <i>Dicotyles tajacu</i> en cuatro bloques de muestreo establecidos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní durante la campaña de foto-trampero del año 2018..	58
Figura 17. Solapamiento de la actividad del pecarí de labio blanco <i>Tayassu pecari</i> en cuatro bloques de muestreo establecidos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní durante dos campañas de foto-trampeo.....	59
Figura 18. Solapamiento de la actividad de la corzuela roja americana <i>Mazama americana</i> en cuatro bloques de muestreo establecidos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní durante la campaña de foto-trampero del año 2015.	60
Figura 19. Solapamiento de la actividad de la corzuela roja americana <i>Mazama americana</i> en cuatro bloques de muestreo establecidos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní durante la campaña de foto-trampero del año 2018.	61

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Caracterización de los bloques de muestreo establecidos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní.....	62
Tabla 2. Hipótesis para la estimación de la probabilidad de ocupación (ψ) y detectabilidad (p) de cuatro especies de ungulados cinegéticos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní, durante los años 2015 y 2018.....	63
Tabla 3. Índices de abundancia relativa estimados para cuatro especies de ungulados durante dos campañas de foto-trampero realizadas en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní.....	64
Tabla 4. Probabilidad de ocupación (Ψ) y detectabilidad (p) estimada para cuatro especies de ungulados durante dos campañas de foto-trampero realizadas en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní.....	65
Tabla 5. Modelos de ocupación desarrollados para cuatro especies de ungulados durante dos campañas de foto-trampero realizadas en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní.....	64
Tabla 6. Patrones y nivel de actividad diaria de cuatro especies de ungulados durante dos campañas de foto-trampero realizadas en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní.....	66

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1. Intensidad de la caza de comercial en la Reserva de Biósfera Yasuní Fuente: Ordoñez (2019).....	68
Anexo 2. Intensidad de la caza de subsistencia en la Reserva de Biósfera Yasuní Fuente: Ordoñez (2019).....	69
Anexo 3. Especies de aves y mamíferos registradas mediante foto-trampeo durante dos campañas de foto-trampero realizadas en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní.....	70

1 RESUMEN

La Reserva de Biósfera Yasuní, comprende uno de los bosques más diversos del mundo, por lo que es reconocido como un punto caliente de biodiversidad. La caza con fines comerciales y de subsistencia son una de las actividades humanas más frecuentes dentro y fuera de la reserva. Aunque varios esfuerzos han sido implementados por múltiples actores para disminuir esta amenaza, no han logrado tener éxito. Entre los años 2015 y 2018 se realizaron dos campañas de foto-trampeo. En cada campaña se establecieron cuatro bloques muestreo, que presentan diferentes niveles de conservación, intensidad de caza, densidad poblacional y manejo de fauna silvestre. En cada bloque se establecieron entre 25 y 30 estaciones de foto-trampeo simples. Se empleó datos de foto-trampeo para evaluar el efecto de la caza sobre los patrones de abundancia, ocupación y actividad de cuatro especies cinegéticas de ungulados en la sección occidental de la Reserva de la Biósfera Yasuní. Durante ambas campañas de foto-trampeo, las cuatro especies evaluadas presentaron una abundancia relativa significativamente mayor en los bloques de muestreo de áreas con intensidad baja o media de caza, en comparación con el bloque de intensidad alta de caza. La probabilidad de ocupación del tapir amazónico (*Tapirus terrestris*) y de la corzuela roja americana (*Mazama americana*) estimada para las campañas de foto-trampeo de los años 2015 y 2018, respectivamente, estuvieron determinadas significativamente por covariables relacionadas al disturbio humano. La corzuela roja americana y el pecarí de labio blanco (*Tayassu pecari*) presentan variaciones significativas de sus patrones de actividad, siendo nocturnos o crepusculares conforme aumenta la intensidad de caza conforme aumenta la intensidad de caza. A nivel general, el nivel de actividad diaria fue mayor en los bloques con intensidad alta de caza, pese a esto solo estadísticamente significativo en el caso de la corzuela roja americana. Los resultados hallados este estudio tienen importantes implicaciones para la conservación y manejo de los ungulados cinegéticos de la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní.

Palabras clave: abundancia, ocupación, actividad, conservación, manejo.

2. ABSTRACT

The Yasuní Biosphere Reserve is home to one of the most diverse forests in the world and is recognized as a biodiversity hotspot. Commercial and subsistence hunting is one of the most common human activities both within and outside the reserve. Despite the implementation of numerous initiatives by various stakeholders to mitigate this threat, these have not been effective. Two camera-trap surveys were conducted between 2015 and 2018. In each season, four sampling blocks were established, representing different levels of conservation, hunting intensity, population density, and wildlife management. Between 25 and 30 simple camera-trapping stations were established in each block. Camera-trap data were used to evaluate the effect of hunting on the abundance, occupancy, and activity patterns of four species of ungulates hunted in the western section of the Yasuni Biosphere Reserve. During both camera-trap surveys, the relative abundance of the four species studied was significantly higher in the sampling blocks of areas with low or medium hunting intensity than in the block with high hunting intensity. The estimated probability of occupancy of Lowland Tapir (*Tapirus terrestris*) and American Red Brocket (*Mazama americana*) in 2015 and 2018 camera-trap surveys, was explained by covariates related to human disturbance. American Red Brocket, and White-lipped Peccary (*Tayassu pecari*) show significant variations in their activity patterns, being nocturnal or crepuscular as hunting intensity increases. In general, the daily activity level was higher in the blocks with high hunting intensity, although this was only statistically significant in the case of the American Red Brocket. The results of this study have important implications for the conservation and management of hunting ungulates in the western section of the Yasuni Biosphere Reserve.

Key words: abundance, occupation, activity, conservation, management.

3. INTRODUCCIÓN

El aumento de la frecuencia de la caza contribuye a la pérdida de biodiversidad de especies en toda la Amazonía (Aquino et al., 2014; Peres, 2000; Redford, 1992). La construcción de carreteras que dan mayor acceso a los cazadores a mamíferos cinegéticos (mamíferos silvestres que son cazados y que aportan a satisfacer las necesidades de proteína de las comunidades humanas) en zonas no accesibles pueden aumentar el comercio de fauna nativa en los mercados (Suárez et al., 2009; Espinosa et al., 2014; Constantino, 2016). La caza cerca de las carreteras, así como en áreas densamente pobladas pueden crear zonas de elevada mortalidad con efectos perjudiciales directos e indirectos sobre las especies cinegéticas, especialmente los mamíferos de gran tamaño, que son el grupo más cazado en los trópicos (Redford, 1992; de la Montaña, 2013; Espinosa et al., 2014; Scabin y Peres, 2021).

La sobreexplotación de la fauna silvestre puede traducirse en una pérdida directa de especies ecológicamente importantes, lo que, a su vez, puede desencadenar cambios en la composición de las comunidades de mamíferos y en el funcionamiento del ecosistema (Peres, 2000; Ghanem y Voigt, 2014). Se ha observado que mamíferos pequeños, como los roedores, pueden convertirse en dominantes en ausencia de mamíferos grandes, con subsecuentes impactos en otros niveles tróficos (Scabin y Peres, 2021). Otro efecto derivado de la presión de la caza podría ser la alteración de las actividades temporales de las especies cinegéticas en respuesta al riesgo percibido de ser cazadas por los humanos (Frid y Dill, 2002). Se ha evidenciado que los grandes mamíferos cinegéticos, por ejemplo, el venado de cola blanca (*Odocoileus virginianus*), el pecarí de collar (*Dicotyles tajacu*), y la corzuela roja americana (*Mazama americana*) responden a las actividades de caza, alejándose de carreteras y hábitats abiertos y aumentando su actividad nocturna (Kilgo et al., 1998; Di Bitetti et al., 2008; Salvador, 2015; Espinosa y Salvador, 2017). Se ha reportado que la probabilidad de ocupación y detectabilidad de especies cinegéticas en el Neotrópico también se ven afectadas negativamente por la intensidad de la caza. Por ejemplo, hay evidencia que los patrones de ocupación y detectabilidad del tapir amazónico (*Tapirus terrestris*), del pecarí de collar, la corzuela roja

americana y del pecarí de labio blanco (*Tayassu pecari*), disminuyen conforme aumenta la intensidad de la caza furtiva (Altrichter y Boaglio, 2004; Ferreguetti et al. 2015, 2017, 2018; Briceño-Méndez et al. 2022; Flesher y Medic, 2022). No obstante, las respuestas de los mamíferos a las actividades antropogénicas son muy variables (Burs et al., 2023) y deben estudiarse en profundidad.

Aunque existen estudios que abordan los posibles efectos de la caza y las actividades humanas sobre especies cinegéticas en la Amazonia ecuatoriana (ej. Durango, 2011; Salvador, 2015; Espinoza y Salvador, 2017), se requieren más esfuerzos para comprender cómo pueden afectar a la abundancia, ocupación y actividad temporal de estas en los bosques tropicales de Ecuador. Sobre todo, porque se ha evidenciado que cada especie de ungulado reacciona de manera diferente a los impactos de la caza, y los resultados pueden diferir dependiendo de la escala espacial del análisis (Salvador, 2015; Espinoza y Salvador, 2017). Los ungulados tienen preferencias de hábitat, pudiendo ser especialistas o generalistas; requieren de grandes extensiones continuas de bosque maduro con escasa perturbación humana, aunque también pueden adaptarse a ambientes con ciertos niveles de impacto antropogénico (Tejeda Cruz, 2009). No obstante, es necesario implementar medidas de manejo que ayuden a afrontar la situación actual de los ungulados cinegéticos al occidente de la Reserva de Biósfera Yasuní.

En este contexto, el presente estudio aporta evidencia para comprender cómo la abundancia relativa, ocupación y actividad temporal de cuatro especies de mamíferos cinegéticos varía bajo presión de caza en una zona de alta biodiversidad en la sección noroccidental de la Reserva de Biósfera Yasuní. Los resultados de esta investigación ayudarán a identificar medidas y acciones prioritarias para la conservación de los ungulados cinegéticos a nivel comunitario y dentro de áreas protegidas (ej. Chen et al. 2021), lo cual es relevante ante el incremento constante de la caza asociada a la construcción de infraestructura para actividades extractivas y al incremento de la población humana en regiones tropicales.

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Evaluar el efecto de la caza sobre los patrones de abundancia, ocupación y actividad de cuatro especies cinegéticas de ungulados en la sección occidental de la Reserva de la Biósfera Yasuní.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Estimar la abundancia relativa de cuatro especies cinegéticas de ungulados y analizar sus diferencias entre áreas con alta, media y baja intensidad de caza.

Modelar la probabilidad de ocupación de cuatro especies cinegéticas de ungulados en función a covariables relacionadas a distintos niveles de disturbio humano.

Analizar los patrones temporales de actividad de cuatro especies cinegéticas de ungulados y sus diferencias entre áreas con alta, media y baja intensidad de caza.

4. MATERIALES Y MÉTODO

1.1 Área de estudio

La Reserva de Biósfera Yasuní se encuentra en la zona oriental del Ecuador, abarca alrededor de 3 427 520 ha, distribuidas en las provincias de Orellana, Napo y Pastaza, e incluye el Parque Nacional Yasuní, la Reserva Étnica Waorani y la Zona Intangible Tagaeri-Taromenane (Ordoñez, 2019; Figura 1). La zona núcleo de la reserva comprende el 52 % del área, mientras que el 35 % está en la zona de amortiguamiento y el 12 % en zona de transición (Ordoñez, 2017).

La Reserva de Biósfera Yasuní, comprende uno de los bosques más diversos del mundo, posee numerosas especies de flora y fauna (Valencia et al., 1994; Bass et al., 2010), por lo que es reconocido como un punto caliente de biodiversidad (Mittermeier et al., 2011). El rango altitudinal de la Reserva de Biósfera Yasuní varía entre 150 y 684 m, alberga una amplia gama de hábitat que protegen una extensa zona de bosque húmedo y la ecorregión de agua dulce del alto Napo (Olson y Dinerstein, 2002). La cobertura vegetal más sobresaliente del área son el Bosque siempreverde de tierras bajas del Napo-Curaray y el Bosque inundado de palmas de la llanura aluvial de la Amazonía (Ministerio del Ambiente, 2013a). El clima se caracteriza por presentar temperaturas que varían entre 23 a 32 °C durante casi todos los meses, precipitación anual alta 3 200 mm y humedad relativa mayor al 80 % (Valencia et al., 2004; Bass et al., 2010).

Varios proyectos de explotación de petróleo a gran escala existen dentro de la Reserva de Biósfera Yasuní y su zona de amortiguamiento, distribuyéndose en su mayoría en la sección noroccidental (Zapata-Ríos et al., 2006; Finer et al., 2009). Sumado a esto, existen vías de acceso al interior de la reserva, que ha facilitado la colonización, deforestación, fragmentación, caza comercial y de subsistencia, tala y el declive de las poblaciones de fauna silvestre (Zapata-Ríos et al., 2006; Suárez et al., 2006, 2013; Espinosa et al., 2014, 2018). En la actualidad, el 50 % de la reserva tiene un buen estado de conservación, manteniendo ecosistemas naturales. No obstante, la tasa anual de deforestación es de -0.63 % y la tasa de crecimiento vial de 9.38 km/año (Ordoñez, 2017).

2.1 Diseño de muestreo

En la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní se realizaron dos campañas de foto-trampeo: la primera en el año 2015 (julio 2015 a junio 2016) y la segunda en el año 2018 (febrero 2018 a enero 2019). En cada campaña de foto-trampeo se establecieron cuatro bloques muestreo, que presentan diferentes niveles de conservación, intensidad de caza, densidad poblacional humana y manejo de fauna silvestre (Tabla 1; Anexo 1 – 2). Los bloques de muestreo se localizaron en el Parque Nacional Yasuní (B1), la zona de amortiguamiento de la Reserva de Biósfera Yasuní (B2) y la sección occidental de la Reserva Étnica Waorani (B3 y B4; Figura 1).

El bloque de muestreo B1 (intensidad baja de caza) se localiza en el interior del Parque Nacional Yasuní, dentro del territorio de las comunidades Kichwa Pompeya, Indillama y Nueva Providencia, provincia de Orellana. Estas comunidades presentan una población de 1 575 habitantes, siendo la agricultura y las actividades turísticas la principal fuente de ingresos económicos para la mayoría de las familias (Wildlife Conservation Society-Ecuador, 2016). La caza comercial está prohibida en el territorio de estas comunidades y la caza de subsistencia está regulada según acuerdos comunitarios, plasmados en sus respectivos planes de manejo territorial (Ministerio del Ambiente, 2011; WCS-Ecuador, 2016). En los últimos años se han evidenciado un leve decremento de las poblaciones de especies cinegéticas en el territorio de las comunidades por la presión de la caza de subsistencia (Narváez et al., 2019).

El bloque de muestreo B2 (intensidad alta de caza) se localiza en la zona de amortiguamiento de la de la Reserva de la Biósfera Yasuní, en la provincia de Pastaza. En esta área se encuentran establecidas varias comunidades predominantemente Kichwa, que presentan una alta densidad poblacional (Narváez, 2017). La caza, la extracción de madera y la agricultura son las fuentes principales de ingresos económicos para las familias locales (Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal de Arajuno, 2014). La caza de subsistencia

en esta área es intensa debido a la demanda de carne de fauna silvestre, provocado por el crecimiento de la población humana (Narváez, 2017).

Los bloques de muestreo B3 (intensidad media de caza) y B4 (intensidad alta de caza), se ubican en la sección occidental de la Reserva Étnica Waorani, en el territorio ocupado por varias comunidades Waorani, cuya densidad poblacional es baja conforme las comunidades se alejan de las carreteras de acceso (GADM-Arajuno, 2014). Parte del territorio donde están establecidas estas comunidades forma parte del sistema de conservación “Socio Bosque” del Ministerio de Ambiente, Agua y Transición Ecológica, que entrega estipendios económicos por la conservación de los bosques (Ministerio del Ambiente, 2013b). Los Waorani continúan siendo cazadores, su principal fuente de proteína proviene de la caza (Villaverde et al., 2005; Bayancela Delgado, 2019). En épocas pasadas cazaban principalmente primates y aves con fines de subsistencia (Yost y Kelley, 1983), pero en la actualidad cazan principalmente ungulados y roedores con fines comerciales y de subsistencia (Franzen, 2006; Bayancela Delgado, 2019). Esto ha provocado el decrecimiento de las poblaciones de especies cinegéticas y, en algunas zonas con de fácil acceso al bosque e intensidad alta de caza, esta actividad ya no es sostenible (Mena-Valenzuela et al., 2000).

En cada campaña de foto-trampeo se establecieron aleatoriamente entre 25 a 30 estaciones de foto-trampeo por bloque de muestreo, constituidas por una trampa fotográfica Reconyx HC550 (Reconyx, Holmen, WI, EUA), dando un total de 115 estaciones por campaña de foto-trampeo. Las estaciones de foto-trampeo estuvieron separadas por un mínimo de 1 km de distancia, para garantizar la independencia espacial de las unidades de muestreo (Ministerio del Ambiente, 2019; Kays et al., 2020).

Dado que, solo se disponía de un set de 30 trampas fotográficas, los bloques fueron muestreados secuencialmente, es decir el set de trampas fotográficas fueron instaladas en primer lugar en el bloque muestreo B2 y permanecieron en campo aproximadamente 43 días. Después, las trampas fotográficas se recogieron e instalaron en el próximo bloque de muestreo (B1),

donde permanecieron unos 31 días. Este proceso se realizó también en los bloques de muestreo B3 (39 días) y B4 (29 días) y, se repitió durante la campaña de foto-trampeo realizada en el año 2018. Sin embargo, solo el 19 % de las estaciones de foto-trampeo fueron establecidas en los mismos sitios donde se establecieron las estaciones de foto-trampeo de la campaña del 2015 (Figura 1).

3.1 Foto-trampeo

Para la captura de registros fotográficos de fauna silvestre, las trampas fotográficas fueron colocadas a 30 o 50 cm del suelo y programadas para tomar cinco fotografías por evento de detección con un período de inactividad de 60 segundos entre cada evento de captura y, fueron instaladas en sitios donde existía evidencia de presencia de ungulados, garantizando una alta probabilidad de detección de estas (Ministerio del Ambiente, 2019). Las trampas fotográficas permanecieron activas las 24 horas del día durante un promedio de 37 días consecutivos (rango: 4 días – 52 días). No se empleó ningún tipo de atrayente para maximizar la detectabilidad de las especies objeto de estudio. El trabajo de campo se llevó a cabo bajo las autorizaciones de investigación MAE-DPAP-PIC-FAUNA-2015010, N° 028-2015-FAU-MAE-DPAO-PNY y AC-FAU-MAE-DPAP-2018-04 y N° 002-2018-IC-PNY-DPAO/AVS, emitidas por las direcciones provinciales de Ambiente de Pastaza y Orellana.

4.1 Análisis de datos

Las fotografías obtenidas fueron organizadas empleando el paquete *camtrapR* (Niedballa et al., 2016), en el lenguaje de programación R versión 4.3.0 (RCoreTeam, 2023). Las especies de fauna silvestre fueron identificadas mediante guías de campo (Ridgely y Greenfield, 2006; Tirira, 2017) y el portal en línea BioWeb (Freile y Poveda, 2019; Brito et al., 2023). El nombre científico de las de especies sigue esquema taxonómico propuesto por Tirira et al. (2023). El estado de conservación de las especies fue determinado con base en la Lista Roja de los Mamíferos del Ecuador (Tirira, 2021) y la Lista Roja de los Aves del Ecuador (Freile et al., 2019).

4.1.1. Índice de abundancia relativa

Se estimó el índice de abundancia relativa con base a lo establecido por Mandujano (2019, 2024), y se reportó como el número de eventos independientes/100 trampas día. Se consideraron como eventos fotográficos independientes a las fotografías de una determinada especie capturadas en una misma estación y dentro de un periodo de 24 horas. Esto para reducir la posibilidad de contar fotografías múltiples de un mismo individuo, como registros independientes (Mandujano, 2024). Se determinó si existieron variaciones en el índice de abundancia relativa de las especies de ungulados entre bloques de muestreo y por campañas de foto-trampeo mediante un análisis de varianza de una vía (ANOVA), siguiendo a Mandujano (2019). Además, se contrastó si existen diferencias significativas ($p < 0.05$) entre pares de bloques y campaña de muestreo mediante la prueba *a posteriori* Tukey HSD, empleando el paquete R *agricolae* (de Mendiburu, 2023).

4.1.2. Modelos de ocupación

Los modelos de ocupación son un caso especial de modelos jerárquicos, que utilizan información de presencia-ausencia de una determinada especie de una población, obtenida mediante muestreos repetidos (ej. trampas fotográficas, transectos) en cada sitio o unidad de muestreo. A partir de esta información se estima la probabilidad de detección (p ; proceso observacional), que se define como la probabilidad de detectar la especie de interés dado que ocupe el sitio de muestreo; y su probabilidad de ocupación (Ψ ; proceso ecológico), que se define como la probabilidad de que la especie de interés ocupe un sitio o unidad de muestreo tomando en cuenta la detección imperfecta. Por lo tanto, los modelos de ocupación están basados en la probabilidad de que un sitio esté ocupado (probabilidad = Ψ) o no ocupado (probabilidad = $1 - \Psi$) y, en que, si la especie se encuentra en el área de estudio, en cada muestreo realizado existe la probabilidad de detectarla (p_j) o no detectarla ($1 - p_j$) (Royle y Nichols, 2003; MacKenzie et al. 2017).

Los supuestos críticos de los modelos de ocupación son: 1) El estado de ocupación de los sitios muestreados no cambian durante el período de muestreo, es decir, se asume que la población permanece cerrada durante el muestreo; 2) La probabilidad de ocupación y probabilidad de detección deben permanecer

constantes para todos sitios de muestreo, o pueden ser una función de covariables; 3) La detección de los individuos de una determinada especie en un sitio debe presentar independencia temporal en cada evento de muestreo; 4) Las historias de detección para cada sitio deben presentar independencia espacial; y 5) Los registros fotográficos de las especies de interés deben ser correctamente identificados en cada detección (MacKenzie et al., 2017; Andrade-Ponce et al., 2021).

Se estimaron las tasas de ocupación del tapir amazónico, los pecaríes de collar y labio blanco y la corzuela roja americana mediante el modelamiento de la probabilidad de ocupación (Ψ). Esta variable poblacional es utilizada en ecología para estimar la proporción de sitios en un área de estudio que están ocupados por una especie particular en un momento dado (Royle y Nichols, 2003).

Los modelos de ocupación construidos para cada especie de ungulado representan una hipótesis del efecto de las covariables sobre el parámetro de ocupación y detectabilidad (Tabla 2). Se construyeron modelos de ocupación de una especie y una temporada bajo un enfoque de máxima verosimilitud (MacKenzie et al., 2017), empleando el paquete *unmarked* para R (Kellner et al., 2023). Los modelos de ocupación toman en cuenta factores de sitio y de muestreo que pueden influir en la probabilidad de ocupación o detección de una especie en un sitio en particular. Estos factores se conocen como covariables (MacKenzie et al., 2017; Andrade-Ponce et al., 2021). Las covariables de sitio son características del área de estudio, y pueden incluir factores ambientales, geográficos, climáticos o de hábitat (ej. distancia a carreteras) que podrían influir en la presencia o ausencia de las especies. Por otra parte, las covariables de muestreo son factores relacionados con el proceso de muestreo que pueden afectar la probabilidad de detección de la especie (ej. bloque de muestreo, uso de atrayentes).

Dado que, los modelos de ocupación se componen de procesos (observacional y ecológico), se modeló la ocupación siguiendo el enfoque de submodelos secuenciales (Andrade-Ponce et al., 2021). En primer lugar, se modeló la probabilidad de detección, ajustando submodelos con cuatro

covariables que afectan la probabilidad de detección, posteriormente con base al mejor modelo que describió la probabilidad de detección, se procedió a ajustar submodelos empleando cuatro covariables que influyen sobre la probabilidad de ocupación (Tabla 2).

Los valores de las covariables fueron obtenidos de las trampas fotográficas y a partir de capas espaciales vectoriales existentes u obtenidas de sensores remotos (a una resolución espacial de 30 m; Tabla 2). Se evaluó multicolinealidad entre covariables continuas con pruebas de correlación de Pearson (r), descartando covariables correlacionadas con valores superiores a 0.8 (Figura 2).

Se seleccionó el modelo que mejor explicó la probabilidad de detección (p) y la probabilidad de ocupación (Ψ) de acuerdo con el principio de parsimonia, mediante el criterio de información estadístico de Akaike corregido para muestras pequeñas AICc (Aho et al., 2014). Se evaluó la plausibilidad de los modelos construidos en función del peso del criterio de información de Akaike (AICcwt); la bondad de ajuste con la prueba de chi-cuadrado y el parámetro de sobre dispersión (\hat{c}) empleando el método *bootstrap* con 1 000 iteraciones (MacKenzie y Bailey, 2004; MacKenzie et al., 2017; Gerber et al., 2022)

4.1.3. Patrones de actividad

La actividad de los mamíferos está constituida por dos componentes: el patrón de actividad y el nivel de actividad (Owen-Smith, et al 1998), y dentro de los cuales satisface sus necesidades básicas (Downes, 2001). El patrón de actividad describe cómo los animales distribuyen su actividad a lo largo de las 24 horas del día (ej. diurno, nocturno; Refinetti, 2008; Ramirez et al., 2021), mientras que, el nivel de actividad puede definirse como la cantidad de tiempo, en horas, que un animal pasa activo durante un día (Ridout y Linkie 2009; Rowcliffe et al., 2014; Cid et al., 2019; Ramirez et al., 2021) y, en el cual realiza varias actividades entre la que se destaca la búsqueda de alimento, de refugio, de pareja para el apareamiento y evadir a potenciales depredadores, entre ellos a los cazadores (Halle y Stenseth 2002, Carbone et al. 2007).

Los patrones y niveles de actividad de las cuatro especies de ungulados fueron estimados a partir de las fechas y horas de los eventos fotográficos independientes, siguiendo las recomendaciones establecidas por Mandujado y Peres-Solano (2019). Para analizar la actividad de las cuatro especies de ungulados se consideró como eventos fotográficos independientes a las fotografías de una especie capturadas en una misma estación y en un periodo de 1 hora (O'Brien, 2011). Se realizó el análisis de la actividad de aquellas especies que presentaron como mínimo 11 eventos independientes en cada bloque muestreado (Maffei et al., 2002)

La actividad de las especies fue clasificada como diurno (07:10 – 17:17 horas), nocturno (19:17 – 05:09 horas), crepuscular (1 hora antes y después del amanecer y atardecer) y catemeral (especies que no mostraron un patrón claro de actividad), siguiendo a Albanesi et al. (2016) y Hernández-Hernández et al. (2018). Las horas de los crepúsculos se establecieron usando el software SUN TIMES 7.1. (Kay y Du Croz, 2008). Los patrones de actividad de los ungulados fueron representados gráficamente mediante un diagrama de densidad *kernel*, utilizando la función *densityPlot* del paquete de R *overlap* (Meredith y Ridout, 2021).

Para detectar variaciones de los patrones de actividad de los ungulados en función a la intensidad de caza que presentan los bloques de muestreo, se estimó el coeficiente de traslape (Δ). Esta medida no paramétrica se define como la proporción del área bajo la curva que presentan dos patrones de actividad, permitiendo contrastar la actividad entre especies, sexos, temporadas y localidades de estudio (Ridout y Linkie, 2009). El valor del coeficiente de traslape varía entre 0 y 1, donde 0 = actividad diferente y 1 = actividad igual (Meredith y Ridout, 2021). Se empleó el paquete *overlap* para estimar los coeficientes de traslape Δ_1 o Δ_4 e intervalos de confianza al 95 %, considerando el tamaño de muestra y el método *bootstrap* (10 000 iteraciones), con base a lo recomendado por Meredith y Ridout (2021). Los coeficientes de solapamiento fueron comparados para determinar si presentan diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) mediante la función *compareCkern* del paquete R *activity*

(Rowcliffe, 2023), la cual usa una distribución de núcleo circular y un *bootstrap* de 1 000 iteraciones para generar un modelo nulo.

Finalmente, los niveles de actividad diaria de las cuatro especies de ungulados fueron estimados a nivel de bloque de muestreo por cada campaña de foto-trampeo empleando la función *fitact* del paquete *activity*, que usa datos de tiempo en radianes (en el rango de 0 y 2π) que siguen una distribución de densidad de *kernel* circular y emplea un *bootstrap* 1 000 iteraciones para estimar el nivel de actividad, error estándar e intervalos de confianza al 95 % (Rowcliffe, 2023). Se determinó si los niveles de actividad diaria estimados para los bloques de muestreo presentaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) mediante una prueba de Wald (χ^2), realizada a través de la función *compareAct* del paquete *activity* empleando 1 000 iteraciones (Rowcliffe, 2023).

5. RESULTADOS

En la campaña de foto-trampeo realizada en el año 2015, con un esfuerzo de muestreo de 4 078 trampas/día, se registraron 8 106 fotografías de animales silvestres. Mientras que, en la campaña de foto-trampeo del 2018, con un esfuerzo de muestreo de 4 383 trampas/día, se obtuvieron 20 311 fotografías, de las cuales, el 54.9 % (4 455 fotografías; 475 eventos independientes) y 34.8 % (7 082 fotografías; 717 eventos independientes) correspondieron a las cuatro especies de ungulados evaluados (Figura 3). En total, durante ambas campañas de muestreos se registraron 15 especies de aves y 35 especies de mamíferos silvestres (Anexo 3).

Durante ambas campañas de foto-trampeo, la corzuela roja americana (*Mazama americana*) fue la especie que presentó el mayor número de eventos independientes en las dos campañas de foto-trampeo ($n_{2015} = 174$, $n_{2018} = 259$) y en la mayoría de los bloques de muestreo evaluados, seguida por el pecarí de collar (*Tayassu pecari*; $n_{2015} = 120$, $n_{2018} = 254$), el tapir amazónico (*Tapirus terrestris*; $n_{2015} = 119$, $n_{2018} = 146$) y el pecarí de collar (*Dicotyle tajacu*; $n_{2015} = 62$, $n_{2018} = 58$; Tabla 4)

En la campaña de foto-trampeo del 2015, se registró (6 fotografías, 2 eventos independientes) la presencia del perro doméstico (*Canis familiaris*) únicamente en el bloque de muestreo localizado en la zona de amortiguamiento de la Reserva de Biósfera Yasuní (B2). Durante esta campaña, se logró captar un evento que evidencia la persecución de un perro doméstico a un tapir amazónico adulto, mostrando un momento estresante para el tapir (Figura 4A y B). Para la campaña de foto-trampeo realizada en el año 2018, se registró (140 fotografías, 21 eventos independientes) al perro doméstico en casi todos los bloques de muestreo, a excepción del bloque de muestreo B3. En las fotografías captadas, se puede observar entre uno a cuatro perros (Figura 4C – F).

5.1 Índice de abundancia relativa

En ambas campañas de foto-trampeo las cuatro especies de ungulados evaluados presentaron mayor abundancia relativa en los bloques de muestreo

establecidos en áreas con intensidad baja o intensidad media de caza (bloques B1 y B3), en relación con los bloques con intensidad alta de caza (bloques B2 o B4), que presentaron la menor abundancia relativa (Tabla 3). Por otra parte, se observó un incremento de la abundancia relativa estimada para el tapir amazónico, el pecarí de collar y la corzuela roja americana durante la campaña de foto-trampeo ejecutada en el año 2018, con respecto a la campaña efectuada en el año 2015 (Figura 5 – 6). No obstante, estas variaciones solo fueron estadísticamente significativas ($F_{(1)} = 80.98$; $p = 0.0005$) para el pecarí de collar (Figura 5B). Mientras que, la abundancia relativa estimada para el pecarí de labio blanco sufrió una leve reducción para la campaña 2018, en contraste con la campaña de foto-trampeo del 2015, a pesar de esto no se observaron diferencias estadísticamente significativas ($F_{(1)} = 14.44$; $p = 0.54$; Figura 6A).

Durante ambas campañas de foto-trampeo los índices de abundancia relativa de las cuatro especies de ungulados variaron entre cada uno de los bloques de muestreo evaluados (Figura 7 – 10; Tabla 3). Sin embargo, estas diferencias solo fueron estadísticamente significativas para el caso del tapir amazónico entre los bloques de muestreo B1 y B4 ($F_{(3)} = 10.53$; $p = 0.0049$) para la campaña de foto-trampeo realizada en el año 2015 (Figura 7A) y, entre los bloques B1 y B2 ($F_{(3)} = 9.71$; $p = 0.001$) para la campaña de foto-trampeo realizada en el año 2018 (Figura 7B).

En el caso del pecarí de collar los índices de abundancia relativa presentaron diferencias estadísticamente significativas solo entre los bloques de muestreo con intensidad media de caza (B3) y con intensidad alta de caza (B2) ($F_{(3)} = 7.21$; $p = < 0.0026$) durante la campaña realizada en el año 2015 (Figura 8A) y, entre el bloque B2 y el resto de bloque evaluados ($F_{(3)} = 29.67$; $p = < 0.0068$) durante la campaña de foto-trampeo realizada en el año 2018 (Figura 8B). Los índices de abundancia relativa determinados para el pecarí de labio blanco presentaron diferencias estadísticamente significativas entre el bloque con intensidad baja de caza (B1) y el resto de los bloques evaluados ($F_{(3)} = 15.56$; $p = < 0.00017$) durante la foto-trampeo del 2015 (Figura 9A). Mientras que, para la campaña de foto-trampeo realizada en el 2018 no se observa diferencias estadísticamente significativas ($F_{(3)} = 4.30$; $p = > 0.052$; Figura 9B).

Para el caso de la corzuela roja, los índices de abundancia relativa determinados durante la campaña de foto-trampeo realizada en el año 2015, no presentaron diferencias estadísticamente significativas ($F_{(3)} = 9.88$; $p = > 0.57$; Figura 10A). Mientras que, en la campaña de foto-trampeo del año 2018, únicamente las estimaciones realizadas para los bloques B1 y B2 ($F_{(3)} = 16.70$; $p = 0.0092$) presentaron diferencias estadísticamente significativas (Figura 10B).

6.1 Modelos de ocupación

La probabilidad de ocupación estimada para el tapir amazónico y el pecarí de collar en la campaña de foto-trampeo del 2018 disminuyó, con relación a las estimadas para la campaña del año 2015. La probabilidad de ocupación del pecarí de labio blanco incrementó para la campaña de foto-trampeo del año 2018. Mientras que, las estimaciones obtenidas para la corzuela roja americana no presentaron variaciones temporales (Tabla 4).

Con base en los modelos de ocupación construidos, se determinó que la probabilidad de ocupación de los pecaríes de collar y de labio blanco en ambas campañas de foto-trampeo, la probabilidad de ocupación del tapir amazónico y de la corzuela roja americana en la campaña de muestreo desarrollada en el 2018 y 2015, respectivamente; así como la detectabilidad del pecarí de collar en la campaña del 2015 y de la corzuela roja americana durante ambas campañas de muestreo, no variaron en función de las covariables empleadas, permaneciendo constantes (Tabla 5). Mientras tanto, la probabilidad de ocupación del tapir amazónico y de la corzuela roja americana estimada para las campañas de foto-trampeo de los años 2015 y 2018, respectivamente; así como la detectabilidad del tapir amazónico, y del pecarí de labio blanco en ambas fases de muestreo y la detectabilidad del pecarí de collar durante la campaña del 2018, estuvieron determinadas significativamente por el bloque de muestreo, la densidad poblacional humana y la distancia a centros poblados (Figura 11; Tabla 5).

Durante la campaña de foto-trampeo del 2015, la probabilidad de ocupación del tapir amazónico varió positivamente en función a la distancia hacia

los centros poblados (dpoblados); es decir la probabilidad de ocupación se redujo a menor distancia de los centros poblados (Figura 11A). La probabilidad de detección mientras tanto, varió en función del bloque de muestreo evaluado en ambas campañas de foto-trampeo; es decir la probabilidad de detectar al tapir amazónico fue mayor en los bloques de muestreo que presentan baja o media intensidad de caza, sin embargo, no se observa diferencias significativas (Figura 11B – C).

La detectabilidad del pecarí de collar (Figura 11D) en la campaña de foto-trampeo del 2018 y, la del pecarí de labio blanco (Figura 12A – B) en ambas temporadas varió en función del bloque de muestreo evaluado; es decir la probabilidad de detectar a estas especies fue menor en los bloques de muestreo que presentan intensidad alta de caza, la cual presenta diferencias estadísticamente significativas con el resto de los bloques evaluados. Mientras que, la probabilidad de ocupación de la corzuela roja americana en la campaña de foto-trampeo del 2018, respondió negativamente a la densidad poblacional (habitantes/km²; denpob); es decir la probabilidad de ocupación fue mayor en sitios con baja densidad poblacional (Figura 12C).

5.1. Patrones y niveles de actividad

Para el análisis de la actividad de las cuatro especies de ungulados cinegéticos se emplearon 1276 eventos independientes. El tapir amazónico fue nocturno en las dos campañas de foto-trampeo (Figura 13; Tabla 6). Los patrones de actividad del tapir amazónico no presentaron diferencias significativas entre los bloques de muestreo evaluados ($\Delta_1 = 0.66 - 0.83$; $p = > 0.05$) en ninguna de las campañas de muestreo realizadas (Figura 14).

El pecarí de collar fue diurno en ambas campañas de foto-trampeo (Figura 13; Tabla 6). Durante la campaña de muestreo realizada en el año 2015, los patrones de actividad presentaron diferencias estadísticamente significativas ($\Delta_1 = 0.66$; $p = 0.001$) solo entre los bloques de muestreo con intensidad baja de caza (B1) e intensidad media de caza (B3), observándose una mayor actividad crepuscular en el bloque B1, con respecto al bloque B3 (Figura 15). Mientras

que, en la campaña de foto-trampeo del 2018, los patrones de actividad no presentaron diferencias estadísticamente significativas ($\Delta_1 = 0.68 - 0.87$; $p = > 0.05$; Figura 16).

El pecarí de labio blanco fue diurno durante la campaña de foto-trampeo del 2015. Mientras que, durante la campaña del 2018 fue diurno y catemeral. Los patrones de actividad presentaron diferencias estadísticamente significativas ($\Delta_1 = 0.57$; $p = 0.009$) solo entre los bloques con intensidad baja y media de caza durante la campaña de foto-trampeo del 2018, observándose una mayor actividad después y antes de los crepúsculos en el bloque B3, con respecto al bloque B1 (Figura 17).

La corzuela roja americana fue catemeral en ambas campañas de foto-trampeo (Figura 13; Tabla 6). Durante la campaña de muestreo realizada en el año 2015, los patrones de actividad presentaron diferencias estadísticamente significativas ($\Delta_1 = 0.59 - 0.60$; $p = < 0.05$) solo entre el bloque de muestreo con intensidad media de caza (B3) y los bloques con intensidad alta de caza (B2 y B4), observándose una mayor actividad nocturna y crepuscular en el bloque B2 y B4, con respecto al bloque B3 (Figura 18). Mientras que, en la campaña de foto-trampeo del 2018, los patrones de actividad presentaron diferencias estadísticamente significativas ($\Delta_1 = 0.52$; $p = 0.0000$) entre el bloque (B1) y el bloque (B2); entre el bloque (B2) y el bloque (B3) ($\Delta_1 = 0.53$; $p = 0.0000$), entre el bloque (B1) y el bloque (B3) ($\Delta_1 = 0.71$; $p = 0.009$) y entre los bloques con intensidad alta de caza ($\Delta_1 = 0.63$; $p = 0.001$). En los bloques de muestreo con intensidad alta de caza, la corzuela roja americana es más activa durante la madrugada (B4) o el crepúsculo de la tarde (B2), en el bloque con intensidad baja de caza es más activo durante la madrugada y en el bloque con intensidad media de caza es más activo durante el día (Figura 19).

Durante ambas campañas de foto-trampeo, el tapir amazónico y el pecarí de collar presentaron mayor nivel de actividad diaria en los bloques de muestreo con intensidad alta de caza (B2 o B4). En el caso del pecarí de labio blanco, presentó mayor actividad diaria en el bloque de muestreo con intensidad baja (B1) de caza durante la campaña de foto trampeo realizada en el año 2015. En

cambio, en la campaña de foto-trampeo del 2018, presentó mayor actividad en el bloque de muestreo con intensidad media de caza (Tabla 6). Sin embargo, los niveles de actividad de estas especies no presentaron diferencias estadísticamente significativas (Wald $\chi^2 = 0.003 - 198$; g.l. = 1; $p = > 0.05$). La corzuela roja americana por su parte presentó mayor nivel de actividad diaria en los bloques de muestreo con intensidad media de caza durante las dos campañas de foto-trampeo (Tabla 6). No obstante, los niveles de actividad presentaron diferencias estadísticamente significativas solo entre los bloques de muestreo B3 y B4 (Wald $\chi^2 = 6.97$; g.l. = 1; $p = 0.008$) durante la campaña de muestreo del 2015. En tanto, durante la campaña de foto-trampeo del 2018, los niveles de actividad presentaron diferencias estadísticamente significativas entre los bloques B1 y B3 (Wald $\chi^2 = 5.65$; g.l. = 1; $p = 0.01$) y entre los bloques B3 y B2 (Wald $\chi^2 = 9.81$; g.l. = 1; $p = 0.001$).

6. DISCUSIÓN

Es importante reconocer que en los muestreos mediante foto-trampeo pueden presentarse múltiples acontecimientos (ej. problemas con las trampas fotográficas, robo de equipos o tarjetas de memoria, ataques de fauna silvestre, entre otras) que proporcionan fuentes de error al muestreo (Burton et al., 2015). Durante el muestreo 2015, alrededor de un 5 % de las trampas fotográficas presentaron inconvenientes, desencadenando un alto porcentaje de fotografías vacías. Por otro lado, el 30 % de las estaciones de foto-trampeo fueron establecidas en senderos comunales y de caza existentes. Probablemente, esto disminuyó la probabilidad de detectar a especies que evaden los senderos como los pecaríes, ya que estos utilizan ocasionalmente los senderos (Di Bitetti et al., 2008; Mendes et al., 2020), lo cual pudo haber repercutido para que en la campaña de foto-trampeo se haya obtenido 0.63 veces más registros de las especies de interés.

A pesar de lo antes indicado, los resultados de este estudio proporcionan información valiosa sobre la abundancia relativa, ocupación y patrones de actividad del tapir amazónico (*Tapirus terrestris*), los pecaríes de collar (*Dicotyles tajacu*) y de labio blanco (*Tayassu pecari*) y de la corzuela roja americana (*Mazama americana*). Estas especies constituyen los principales ungulados cazados en la Amazonía ecuatoriana, debido a que su carne es utilizada como alimento o comercializada en los mercados aledaños (Suárez et al., 2009; Bayancela Delgado, 2019). Además, son las principales presas para carnívoros grandes como el jaguar (*Panthera onca*) o el puma (*Puma concolor*), en la Reserva de Biósfera Yasuní (Tirira, 2017). Por otra parte, dado el estado de amenaza de extinción (En peligro) que presentan el tapir amazónico y el pecarí de labio blanco según la Lista Roja de Mamíferos del Ecuador (Tirira, 2021), subraya la importancia de esta reserva para la conservación de especies amenazadas.

Los bosques tropicales están cada vez más amenazados por el acelerado auge la explotación petrolera, la construcción de vías y nuevos asentamientos humanos (Zapata-Ríos, 2001; Espinoza et al., 2018). El crecimiento de las

dinámicas socioeconómicas facilita que las actividades humanas como la caza no sustentable, la extracción ilegal de madera y el cambio de uso de suelo tengan efectos negativos en la biodiversidad, y en la composición y funcionamiento del bosque (Finer et al., 2008; Symes et al., 2018). En la región Amazónica los grandes mamíferos sufren múltiples amenazas, como la caza y tráfico de especies, por lo que es cada vez más difícil encontrarlos en áreas con niveles altos de disturbio humano (Espinosa et al., 2014). Para evitar esta situación se han establecido áreas protegidas en lugares con alta vulnerabilidad, como es el caso de la Reserva de Biósfera Yasuní. No obstante, la falta de acciones preventivas (ej. generación de acuerdos de caza comunitarios) y la limitada participación de las comunidades locales que aprovechan la fauna silvestre pueden llevar al colapso de las poblaciones de fauna silvestre (Zapata-Ríos, 2001; Fonteyn et al., 2024).

La caza no sustentable y el tráfico de vida silvestre representan una de las principales amenazas que contribuyen a la pérdida acelerada de la biodiversidad local y global (Zapata-Ríos, 2001; Fa et al. 2002; Benítez-López et al., 2017; Crespo-Gascón et al., 2022). Este problema es aún más asentado en la región Amazónica, debido a su alta biodiversidad y al hecho de que un gran porcentaje de su población depende directamente de los recursos naturales para subsistir (Matallana et al., 2012; Estrada-Cely et al., 2014). Por esta razón, la caza no sustentable no solo es un problema que afecta al equilibrio ecológico, sino también es un problema que pone en riesgo la seguridad alimentaria y la identidad cultural de miles de personas (Fa et al. 2002; Finer et al., 2008; de la Montaña, 2013; Symes et al., 2018).

En la Amazonia ecuatoriana, la mayoría de los grupos indígenas dependen directamente de la fauna silvestre para cubrir varios aspectos de sus necesidades básicas (Mena-Valenzuela et al., 2000; de la Montaña, 2013; Bayancela Delgado, 2019). Sin embargo, evaluaciones del impacto de la caza sobre las especies cinegéticas han demostrado que la caza en esta región no es sustentable (Mena-Valenzuela et al., 2000; Zapata-Ríos, 2001; Farzen, 2006; Narváez, 2017; Narváez et al., 2019). El rápido crecimiento demográfico y el cambio del contexto socioeconómico que han sufrido los grupos indígenas se

han convertido en dos de las presiones más fuertes para la sobreexplotación de fauna silvestre (Levi et al., 2009; Prado et al., 2012). Las comunidades locales dejaron de cazar animales silvestres, principalmente ungulados como fuente de proteína, y ahora gran parte de la biomasa extraída es comercializada en los mercados aledaños para obtener ingresos económicos (Bayancela Delgado, 2019; Suárez et al., 2009).

La Reserva de Biosfera Yasuní es uno de los lugares más biodiversos del planeta, por lo que su conservación es de gran interés para actores locales e internacionales (Bass et al., 2010). Sin embargo, en los últimos años las presiones provocadas por actividades extractivas y de desarrollo, como la explotación petrolera, la minera y la expansión de la infraestructura vial se han incrementado (WCS-Ecuador, 2016; Ordoñez, 2017, 2019). Además, existen otras presiones, humanas como la caza y la tala de madera que son realizadas por los grupos indígenas y colonos que habitan en área (Ministerio del Ambiente, 2011; WCS-Ecuador, 2016). Estas actividades perturban a la biodiversidad y están asociadas al desarrollo de infraestructura que pueden tomar dimensiones no sostenibles (Zapata-Ríos et al., 2006; Suárez et al., 2013). En las últimas décadas los niveles de caza comercial y de subsistencia han aumentado considerablemente, convirtiéndose en una de las principales amenazas para la vida silvestre de este lugar (Suárez et al., 2009; WCS-Ecuador, 2007, 2012, 2015). La caza no sustentable puede ocasionar reducciones críticas de las poblaciones de algunas especies cinegéticas o, en algunos casos, hasta el exterminio completo de algunas de ellas (Bennett y Robinson, 2000). Esto es preocupante, ya que en la Reserva de Biósfera Yasuní se ha determinado la existencia de una fuerte correlación negativa entre los impactos humanos, como la caza y la abundancia relativa de grandes mamíferos, principalmente ungulados (Zapata-Ríos et al., 2006). La caza también puede afectar patrones de comportamiento de los ungulados (Espinoza y Salvados, 2017; Salvador, 2015).

Como se esperaba, el índice de abundancia relativa estimado para las cuatro especies de ungulados fue significativamente menor en los bloques de muestreo con intensidad alta de caza. Esto concuerda con lo determinado por

Durango (2011) y Salvador (2015), quienes establecieron que estas cuatro especies cinegéticas presentan mayor abundancia relativa en zonas con baja presión de caza. Sin embargo, las estimaciones aquí presentadas para el tapir amazónico y el pecarí de collar fueron mayores con respecto a las reportadas para localidades situadas en el interior o fuera de la Reserva de Biósfera Yasuní (Durango, 2011; Jácome-Negrete et al., 2022), donde emplearon similar esfuerzo de muestreo al del presente estudio. Una de las razones podría ser que en estas áreas la caza de ungulados no está regulada y no es sostenible (Mena-Valenzuela et al. 2000). En contraste con las localidades donde se efectuó el presente estudio, donde la mayoría de las comunidades en años recientes han desarrollado sus planes de manejo comunitario o a establecido estrategias de monitoreo enfocadas hacia la gestión de los recursos naturales (Ministerio del Ambiente, 2011; Briones 2019). No obstante, es posible que en los últimos años el pecarí de labio blanco se haya extinguido localmente en zonas altamente impactadas por las actividades antrópicas (Jácome-Negrete et al., 2023).

El pecarí de labio blanco y el tapir amazónico son arquitectos de los bosques, por modificar y crear nuevos hábitats, ya que ayudan a mantener la estructura y funcionalidad de estos ecosistemas (Taber et al., 2008). Estudios recientes llevados a cabo en localidades aledañas al bloque de muestreo B2 del presente estudio, indican que no se ha logrado registrar la presencia del pecarí de labio blanco en los últimos 5 años, a pesar de un exhaustivo muestreo mediante foto-trampeo (Jácome-Negrete et al., 2023). También, la abundancia relativa del tapir amazónico se ha visto reducido en los últimos años en zonas próximas al bloque de muestreo antes citado (Jácome-Negrete et al., 2022, 2023). Es probable, que debido a la fuerte presión de caza a la que está sujeta esta especie en esta zona (Narváez, 2017), haya reducido su densidad poblacional, pudiendo haber desaparecido a nivel local, como se ha reportado para otras localidades de la Amazonia (Fragoso et al., 2022) y de la Amazonia ecuatoriana (Mena-Valenzuela et al. 2000, Espinosa et al., 2014), donde no se observa esta especie desde hace dos o tres décadas atrás. Pese a esto, es necesario realizar nuevas evaluaciones para determinar si esto efectivamente está ocurriendo.

Otro factor que puede estar causando reducciones en las poblaciones de ungulados al occidente de la Reserva de Biósfera Yasuní, principalmente las del tapir amazónico, es la presencia cada vez más frecuente de perros domésticos en el interior del bosque. Esta especie foránea causa impactos perjudiciales para la fauna silvestre, especialmente para los carnívoros y ungulados, generando cambios en sus horarios de actividad, reducciones en su abundancia, ocupación, rendimiento reproductivo y eficiencia de búsqueda de alimento (Zapata-Ríos y Branch, 2016, 2018; Cepeda-Duque et al., 2024). En la presente investigación durante el muestre del 2015, se evidenció un evento de persecución de un perro a un tapir adulto en el bloque de muestreo con intensidad alta de caza. No se ha evaluado los potenciales impacto que pueda generar estos eventos sobre la fauna silvestre en la Amazonía ecuatoriana. Por otra parte, los perros domésticos desempeñan un papel importante en el ciclo y la transmisión de patógenos hacia la fauna silvestre (Guzmán et al., 2024). En tal sentido, es urgente la necesidad de establecer acciones que reduzcan la interacción de perros doméstico con animales silvestres, especialmente en hábitats altamente diverso como el Parque Nacional Yasuní.

En la Reserva de Biosfera Yasuní, la caza con fines comerciales y de subsistencia son una de las actividades humanas más frecuentes (Ministerio del Ambiente, 2011). Aunque varios esfuerzos han sido implementados por múltiples actores para disminuir esta amenaza, no se ha logrado tener éxito. Las acciones implementadas (ej. control y vigilancia, acuerdos comunitarios de caza, operativos de control por parte de la autoridad ambiental) han cambiado la dinámica de la comercialización de carne de animales silvestres, provocando que ahora esta actividad se realice de manera clandestina. A pesar de esto, la presión de caza no es homogénea a lo largo de la reserva (Comité de Gestión de la Reserva de Biosfera Yasuní y Wildlife Conservation Society - Ecuador, 2017). La zona noroccidental de la reserva presenta mayor impacto en cuanto a caza comercial y de subsistencia, asociada a una mayor densidad poblacional y a una mayor concentración de vías que conectan los principales sitios urbanos y rurales con áreas remotas; mientras que los impactos en la parte sur de la reserva son menos intensos (WCS-Ecuador, 2016; Ordoñez, 2017, 2019).

El incremento de la densidad poblacional agrava la sobreexplotación de los recursos naturales. Se ha estimado que para que la caza sea sustentable en regiones tropicales, la densidad poblacional humana debe ser baja (1 habitante/km²; Bennett & Robinson, 2000). Sin embargo, la Amazonia ecuatoriana es una de las regiones más densamente pobladas (8.6 habitantes/km²) de la cuenca Amazónica (Instituto Nacional de Estadística y Censo, 2022). Por otra parte, también posee la mayor densidad de carreteras (25.5 km/km²) a nivel regional (López et al., 2013). La construcción y operación de carreteras en la reserva ha alterado las condiciones socioeconómicas de las poblaciones locales, principalmente de los grupos indígenas, incrementado la presión humana sobre la fauna silvestre y sus hábitats (Finer et al., 2008; Bass et al., 2010). Además, ha facilitado la colonización y el acceso de cazadores hacia áreas antes remotas (Espinosa et al., 2014; WCS-Ecuador, 2016). También, ha provocado la inserción de nuevas tecnologías (ej. armas de fuego y canoas a motor) y la exposición de las comunidades indígenas a un sistema comercial occidental que han facilitado y motivado la sobreexplotación de la fauna silvestre (Comité de Gestión de la Reserva de Biosfera Yasuní y Wildlife Conservation Society-Ecuador, 2017).

A pesar de que, las variaciones en la probabilidad de ocupación en las dos temporadas de muestreo no fueron significativas, nuestras estimaciones sugieren una posible presión sobre la fauna silvestre a causa de las actividades humanas en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní. Los modelos de ocupación generados muestran que la probabilidad de ocupación del tapir amazónico en el muestreo 2015 y de la corzuela roja americana durante el muestreo del 2018 presentaron una correlación positiva con la distancia hacia los centros poblados y negativa con la densidad poblacional humana, respectivamente.

Esta variación en la tasa de ocupación, probablemente se deban a que en la Reserva de Biósfera Yasuní, generalmente los ungulados están sometidos a una fuerte presión por caza, ya que constituyen una importante fuente de proteína, lo que ha provocado reducciones en su abundancia y densidad poblacional (Mena et al., 2000; Franzen, 2006; Suárez et al., 2013; Espinosa et

al., 2014; Bayancela Delgado, 2019). Estudios previos realizados en la Reserva de Biósfera Yasuní, han determinado que la probabilidad de ocupación de los ungulados cinegéticos depende del nivel de acceso que tienen los cazadores al bosque (Salvador, 2015). No obstante, cada especie reacciona de manera diferente a estos impactos. En otras regiones de la Amazonía, se ha determinado que la caza afecta negativamente la probabilidad de ocupación de los ungulados (Ferregueti et al., 2015, 2017, 2018a) e incluso la de roedores como la paca de tierras bajas (*Cuniculus paca*) y el agutí brasileño (*Dasyptocta leporina*), las cuales presentan altas tasas reproductivas (Dubost et al., 2004; Ferregueti et al., 2018b, 2019).

Algunos estudios concluyen que el incremento de la intensidad de caza influye también sobre los patrones de actividad y el comportamiento de mamíferos y aves cinegéticas a nivel local y global (Di Bitetti et al., 2008; Espinosa y Salvador, 2017; Middleton et al. 2013; Negret et al., 2023; Zhang et al., 2023). Los grandes mamíferos pueden percibir a los humanos como depredadores y, por lo tanto, cambian su comportamiento para lograr coexistir con estos (Liu et al., 2023; Negret et al., 2023; Lee et al., 2024). Sin embargo, la escasez de investigaciones en sitios con baja intensidad de caza limita entender cómo los animales silvestres se adaptan a los riesgos de depredación por parte de los humanos (Liu et al., 2023). En la Reserva de la Biósfera Yasuní se ha determinado que el pecarí de collar y la corzuela roja americana presentan mayor actividad durante la noche, como respuesta a la presión de caza; y presentan mayor actividad diaria en localidades con alta frecuencia de caza (Espinosa y Salvador, 2017; Salvador, 2015). Los resultados hallados en la presente investigación apoyan la tesis planteada por los autores antes citados, sobre todo en el caso de los pecaríes y la corzuela roja americana, que tienden a presentar cambios significativos en sus patrones de actividad al occidente de la Reserva de Biósfera Yasuní, con una mayor propensión a una mayor actividad crepuscular o nocturna conforme aumenta la intensidad de caza de los bloques evaluados.

Al occidente de la Reserva de Biósfera Yasuní los ungulados cinegéticos presentan un mayor nivel de actividad diaria conforme aumenta la presión de la

caza. No obstante, los niveles de actividad diaria presentan diferencias estadísticamente significativas solo en el caso de la corzuela roja americana, concordando con lo determinado por (Espinosa y Salvador, 2017). A pesar de esto, se han encontrado resultados contradictorios que indican que el pecarí de labio blanco y la corzuela roja americana presentan mayores niveles de actividad diaria en sitios con bajo impacto de caza (Salvador, 2015). Lo que sugiere que cada especie reacciona de manera diferente a las perturbaciones humanas, y los resultados pueden variar dependiendo del enfoque a la cual se realiza el análisis de los datos (Salvador, 2015; Espinosa y Salvador, 2017.). Por otra, los niveles de actividad diaria de los animales pueden sufrir variaciones debido a factores ambientales y ecológicos (Levy et al., 2019; van der Vinne et al., 2019). Debido a esto, es importante realizar estudios a largo plazo que ayuden a evaluar de mejor manera los impactos de las actividades humanas sobre el comportamiento de la fauna silvestre. Además, urge la necesidad de realizar investigaciones para determinar como la temperatura, precipitación, oferta de alimento y el cambio climático influyen sobre la actividad de los ungulados en la Reserva de Biósfera Yasuní.

Los resultados hallados este estudio tienen importantes implicaciones para la conservación de los ungulados cinegéticos de la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní. La sensibilidad que presentan las especies de ungulados evaluados a los disturbios humanos enfatiza la necesidad de implementar medidas de manejo que mitiguen estos impactos. La identificación de áreas clave para la conservación, como las áreas protegidas y bajo el esquema de Socio Bosque, deben guiar estrategias espaciales de conservación más efectivas.

7. CONCLUSIONES

1. La caza de fauna silvestres es una actividad muy importante para las comunidades Kichwa y Waorani. Sin embargo, si no logran modificar sus prácticas de caza actuales, las poblaciones de fauna silvestre seguirán disminuyendo considerablemente en el corto plazo. Todas las especies de fauna silvestre cumplen un rol fundamental en el equilibrio del ecosistema, la ausencia de alguna de ellas produciría modificaciones en cascada en el funcionamiento del ecosistema. Por ende, es importante el apoyo técnico de las organizaciones a las comunidades indígenas para fortalecer la caza sustentable y las estrategias de manejo a distintas escalas que promuevan la conservación de la fauna silvestre y sus hábitats y la participación de los actores que usan el recurso.
2. Los ungulados al occidente de la Reserva de Biosfera Yasuní presentan menor abundancia relativa en sitios con intensidad alta de caza, bajo ningún nivel de manejo o protección privada o estatal. En tal sentido, las áreas protegidas (Parque Nacional Yasuní) y bajo el esquema Socio Bosque son fundamentales para la conservación de la fauna silvestre y sus hábitats.
3. La probabilidad de ocupación del tapir amazónico y de la corzuela roja americana fue influenciada por la distancia hacia los centros poblados y la densidad poblacional, que constituyen en la actualidad dos de las amenazas más fuertes para la sobreexplotación de fauna silvestre en la Reserva de Biosfera Yasuní. En este sentido, es importante implementar programas de monitoreo a largo plazo que permitan detectar cambios en los patrones de actividad, para que ayude a la toma de decisiones de las comunidades y así mejorar la sustentabilidad de la caza.
5. Al occidente de la Reserva de Biosfera Yasuní la corzuela roja americana y los pecaríes de collar y labio blanco tienden a presentar mayor actividad preferentemente nocturna y durante los crepuscular como respuesta a la

presión de caza a la cual están sometidos; así como presenta mayor actividad diaria en sitios con alta presión de caza.

5. Este estudio proporciona una base sólida para futuras investigaciones y esfuerzos de conservación en la región, destacando la importancia de las trampas fotográficas como herramientas para el muestreo de especies cinegéticas.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aho, K., Derryberry, D. y Peterson, T. (2014). Model selection for ecologists: the worldviews of AIC and BIC. *Ecology*, 95(3), 631–636. doi:10.1890/13-1452.1
- Albanesi, S. A., Jayat, J. P. y Brown, A. D. (2016). Patrones de actividad de mamíferos de medio y gran porte en el piedemonte de Yungas del noroeste argentino. *Mastozoología Neotropical*, 23(2), 335–358. Recuperado de: https://ri.conicet.gov.ar/bitstream/handle/11336/47187/CONICET_Digital_Nro.f546c85e-4947-4f29-91c88eb28970a00_A.pdf?sequence=2&isAllowed=y
- Altrichter, M. y Boaglio, G. I. (2004). Distribution and relative abundance of peccaries in the Argentine Chaco: associations with human factors. *Biological Conservation*, 116(2), 217–225. doi: 10.1016/s0006-3207(03)00192-7
- Andrade-Ponce, G., Cepeda-Duque, J. C., Mandujano, S., Velásquez-C, K. L., Lizcano, D. J., & Gómez-Valencia, B. (2021). Modelos de ocupación para datos de cámaras trampa. *Mammalogy Notes*, 7(1), 200. doi: 10.47603/mano.v7n1.200
- Aquino, A., López, L., Arévalo, I., García, G. y Charpentier, E. (2014). Densidad de ungulados en bosques de baja y alta presión de caza en el nororiente de la Amazonía peruana. *Ciencia Amazónica (Iquitos)*, 4(2), 128–137. <https://doi.org/10.22386/ca.v4i2.78>
- Bass, M., Finer, M., Jenkins, C. N., Kreft, H., Cisneros-Heredia, D. F., McCracken, S. F., Pitman, N. C. A., English, P., Swing, K., Villa, G., Di Fiore, A., Voigt, C. C. y Kunz, T. H. (2010). Global Conservation Significance of Ecuador's Yasuni National Park. *PLoS ONE*, 5(1), e8767. doi: 10.1371/journal.pone.0008767
- Bayancela Delgado, S. B. (2019). Patrones de cacería y consumo de proteína animal en cuatro comunidades Waorani, Reserva de Biósfera Yasuní. *Ciencia Digital*, 3(3.2.1), 43–60. doi: 10.33262/cienciadigital.v3i3.2.1.781
- Bennett, E. L. y Robinson, J. G. (2000). *Hunting of wildlife in tropical forests - implications for biodiversity and forest peoples*. Recuperado de <http://documents.worldbank.org/curated/en/101611468780290485/Hunting-of-wildlife-in-tropical-forests-implications-for-biodiversity-and-forest-peoples>
- Benítez-López, A., Alkemade, R., Schipper, A. M., Ingram, D. J., Verweij, P. A., Eikelboom, J. A. J., & Huijbregts, M. A. J. (2017). The impact of hunting on tropical mammal and bird populations. *Science*, 356(6334), 180–183. doi: 10.1126/science.aaj1891
- Briceño-Méndez, M., Naranjo, E. J., Altrichter, M. y Contreras-Perera, Y. (2022). Hunting and water scarcity affect habitat occupancy by peccaries (*Tayassu pecari* and *Pecari tajacu*) in Calakmul, Mexico. *Mammalia*, 86(6), 543–550. doi: 10.1515/mammalia-2021-0029

- Briones, E. (2019). *Estrategia de Monitoreo de Gestión ante Presiones y Amenazas Ambientales en el Territorio de la Nacionalidad Waorani del Ecuador*. Quito: EcoCiencia.
- Brito, J., Camacho, M. A., Romero, V. y Vallejo, A. F. (2023). *Mamíferos del Ecuador. Versión 2023.0*. Museo de Zoología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Disponible en: <https://bioweb.bio-faunaweb/mammaliaweb/> (fecha de consulta 3 de marzo de 2024).
- Burs, K., Möcklinghoff, L., Marques, M. I. y Schuchmann, K. L. (2023). Spatial and Temporal Adaptations of Lowland Tapirs (*Tapirus terrestris*) to Environmental and Anthropogenic Impacts. *Life (Basel)*, 13(1), 66. doi:10.3390/life13010066
- Burton, A. C., Neilson, E., Moreira, D., Ladle, A., Steenweg, R., Fisher, J. T., Bayne, E. y Boutin, S. (2015). REVIEW: Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *The Journal of Applied Ecology*, 52(3), 675–685. doi: 10.1111/1365-2664.12432
- Carbone, C., Teacher, A. y Rowcliffe, J. M. (2007). The costs of carnivory. *PLoS Biology*, 5(2), e22. doi: 10.1371/journal.pbio.0050022
- Center for International Earth Science Information Network - CIESIN - Columbia University. (2018). *Population Estimation Service, Version 3 (PES-v3)*. Palisades, NY: NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC). Disponible en: <https://sedac.ciesin.columbia.edu/data-collection/gpw-v4/population-estimation-service> (fecha de consulta 10 de enero de 2024).
- Cepeda-Duque, J. C., Arango-Correa, E., Frimodt-Møller, C. y Lizcano, D. J. (2024). Howling shadows: First report of domestic dog attacks on globally threatened mountain tapirs in high Andean cloud forests of Colombia. *Neotropical Biology and Conservation*, 19(1), 25–33. doi:10.3897/neotropical.19.e117437
- Chen, C., Brodie, J. F., Kays, R., Davies, T. J., Liu, R., Fisher, J. T., Ahumada, J., McShea, W., Sheil, D., Agwanda, B., Andrianarisoa, M. H., Appleton, R. D., Bitariho, R., Espinosa, S., Grigione, M. M., Helgen, K. M., Hubbard, A., Hurtado, C. M., Jansen, P. A., ... Burton, A. C. (2022). Global camera trap synthesis highlights the importance of protected areas in maintaining mammal diversity. *Conservation Letters*, 15(2). doi: 10.1111/conl.12865
- Comité de Gestión de la Reserva de Biosfera Yasuní y Wildlife Conservation Society-Ecuador. (2017). *Plan de acción para la cacería comercial y consumo de carne de monte en la Reserva de Biosfera Yasuní*. Quito: Wildlife Conservation Society y Gordon and Betty Moore Foundation.
- Constantino, P. (2016). Deforestation and hunting effects on wildlife across Amazonian indigenous lands. *Ecology and Society*, 21(2), 4–10. doi: 10.5751/ES-08323-210203
- Cid, B., Carbone, C., Fernandez, F. A. S., Jansen, P. A., Rowcliffe, J. M., O'Brien, T., Akampurira, E., Bitariho, R., Espinosa, S., Gajapersad, K., Santos, T. M. R., Gonçalves, A. L. S., Kinnaird, M. F., Lima, M. G. M., Martin, E.,

- Mugerwa, B., Rovero, F., Salvador, J., Santos, F., ... Oliveira-Santos, L. G. R. (2020). On the scaling of activity in tropical forest mammals. *Oikos (Copenhagen, Denmark)*, 129(5), 668–676. doi: 10.1111/oik.07022
- Crespo-Gascón, S., Solórzano, C., & Guerrero-Casado, J. (2021). National illegal wildlife trafficking of threatened species: a descriptive study in Manabí (Ecuador). *La Granja*, 35(1), 33–44. doi: 10.17163/lgr.n35.2022.03
- de la Montaña, E. (2013). Cacería de subsistencia de distintos grupos indígenas de la Amazonía ecuatoriana. *Ecosistemas*, 22(2), 84–96. doi: 10.7818/ECOS.2013.22-2.13
- de Mendiburu, F. (2023). *agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research*. Recuperado de <https://cran.rproject.org/web/packages/agricolae/index.html>
- Di Bitetti, M., Paviolo, A., Ferrari, C. A., De Angelo, C. y Di Blanco, Y. (2008). Differential responses to hunting in two sympatric species of brocket deer (*Mazama americana* and *M. nana*). *Biotropica*, 40(5), 636–645. doi: 10.1111/j.1744-7429.2008.00413.x
- Downes, S. (2001). Trading heat and food for safety: Costs of predator avoidance in a lizard. *Ecology*, 82(10), 2870–2881. doi: 10.1890/00129658(2001)082[2870:thaffs]-2.0.co;2
- Durango, M. (2011). *Abundancia relativa, densidad poblacional y patrones de actividad de cinco especies de ungulados en dos sitios dentro de la Reserva de la Biosfera Yasuní, Amazonía-Ecuador* (Tesis de pregrado). Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito, Ecuador.
- Dubost, G., Henry, O. y Comizzoli, P. (2005). Seasonality of reproduction in the three largest terrestrial rodents of French Guiana forest. *Zeitschrift Für Säugetierkunde [Mammalian Biology]*, 70(2), 93–109. doi: 10.1016/j.mambio.2004.09.001
- Espinosa, S., Branch, L. C. y Cueva, R. (2014). Road development and the geography of hunting by an Amazonian indigenous group: consequences for wildlife conservation. *PLoS ONE*, 9(12), e114916. doi: 10.1371/journal.pone.0114916
- Espinosa, S. y Salvador, J. (2017). Hunters' landscape accessibility and daily activity of ungulates in Yasuní Biosphere Reserve, Ecuador. *Therya*, 8(1), 45–52. doi: 10.12933/therya-17-444
- Espinosa, S., Celis, G. y Branch, L. C. (2018). When roads appear jaguars decline: Increased access to an Amazonian wilderness area reduces potential for jaguar conservation. *PLoS ONE*, 13(1), e0189740. doi:10.1371/journal.pone.0189740
- Estrada-Cely, G., Ocaña-Martínez, H. y Suárez-Salazar, J. C. (2014). El consumo de carne como tendencia cultural en la Amazonía colombiana. *Revista CES Medicina Veterinaria y Zootecnia*, 9(2): 227–237. Recuperado de http://scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1900-96072014000200008

- Fa, J. E., Peres, C. A. y Meeuwig, J. (2002). Bushmeat Exploitation in Tropical Forests: an Intercontinental Comparison. *Conservation Biology*, 16(1), 232–237. Doi: 10.1046/j.1523-1739.2002.00275.x
- Ferreguetti, A. C., Tomas, W. M. y Bergallo, H. G. (2015). Density, occupancy, and activity pattern of two sympatric deer (*Mazama*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Journal of Mammalogy*, 96(6), 1245–1254. doi: 10.1093/jmammal/gyv132
- Ferreguetti, A. C., Tomas, W. M. y Bergallo, H. G. (2017). Density, occupancy, and detectability of lowland tapirs, *Tapirus terrestris*, in Vale Natural Reserve, southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy*, 98(1), 114–123. doi: 10.1093/jmammal/gyw118
- Ferreguetti, A. C., Davis, C. L., Tomas, W. M. y Bergallo, H. G. (2018a). Using activity and occupancy to evaluate niche partitioning: the case of two peccary species in the Atlantic Rainforest, Brazil. *Hystrix*, 29(2), 168–174. doi: 10.4404/hystrix-00068-2018
- Ferreguetti, A. C., Tomas, W. M. y Bergallo, H. G. (2018b). Density, habitat use, and daily activity patterns of the Red-rumped Agouti (*Dasyprocta leporina*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 53(2), 143–151. doi:10.1080/01650521.2018.1434743
- Ferreguetti, A. C., Tomas, W. M. y Bergallo, H. G. (2019). Patch occupancy and activity pattern of the spotted paca (*Cuniculus paca* Linnaeus, 1766) in a protected area of the Atlantic Forest, Brazil. *Mammalia*, 83(4), 363–371. doi: 10.1515/mammalia-2017-0095
- Finer, M., Vijay, V., Ponce, F., Jenkins, C. N. y Kahn, T. R. (2009). Ecuador's Yasuní Biosphere Reserve: a brief modern history and conservation challenges. *Environmental Research Letters*, 4(3), 034005. doi: 10.1088/1748-9326/4/3/034005
- Flesher, K. M. y Medic, E. P. (2022). The distribution and conservation status of *Tapirus terrestris* in the South American Atlantic Forest. *Neotropical Biology and Conservation* 17(1), 1–19. doi: 10.3897/neotropical-17.e71867
- Fonteyn, D., Fayolle, A., Fa, J. E., Vanthomme, H., Vigneron, P., Vermeulen, C., Malignat, R., Konradowski, B., Yia Okanabene, M. N., Dibotty-di Moutsing, S. A., Pereira Dias, S., Deniau, C., Cornu, G., Groschêne, M. y Cornélis, D. (2024). Hunting indicators for community-led wildlife management in tropical Africa. *Npj Biodiversity*, 3(1), 1–9. doi: 10.1038/s44185-024-00048-4
- Fragoso, J. M. V., Antunes, A. P., Silvius, K. M., Constantino, P. A. L., Zapata-Ríos, G., Bizri, H. R. E., Bodmer, R. E., Camino, M., Thoisy, B. de, Wallace, R. B., Morcatty, T. Q., Mayor, P., Richard-Hansen, C., Hallett, M. T., Reyna-Hurtado, R. A., Beck, H. H., de Bustos, S., Keuroghlian, A., Nava, A., ... Altrichter, M. (2022). Large-scale population disappearances and cycling in the white-lipped peccary, a tropical forest mammal. *PLoS One*, 17(10), e0276297. doi: 10.1371/journal.pone.0276297

- Franzen, M.A. (2006). Evaluating the sustainability of hunting: a comparison of harvest profiles across three Huaorani communities. *Environmental Conservation*, 33(01), 36–45. doi: 10.1017/s0376892906002712
- Freile, J. F., Santander, T., Carrasco, L., Cisneros-Heredia, D. F., Guevara, E., Sánchez-Nivicela, M. y Tinoco, B. (2019). *Lista roja de las aves del Ecuador continental*. Quito: Ministerio del Ambiente, Aves y Conservación, Comité Ecuatoriano de Registros Ornitológicos, Universidad del Azuay, Red Aves Ecuador y Universidad San Francisco de Quito.
- Freile, J. F. y Poveda, C. 2019. *Aves del Ecuador. Versión 2019.0*. Museo de Zoología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Disponible en <https://bioweb.bio/faunaweb/avesweb> (fecha de consulta 3 de marzo de 2024).
- Frid, A. y Dill, L. (2002). Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology*, 6(1), 11. Recuperado de <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art11/>
- Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal de Arajuno, 2014. *Plan de Desarrollo y Ordenamiento territorial del cantón Arajuno 2014-2019*. Arajuno, Ecuador.
- Gerber, B. D., Martin, D., Bailey, L., Chambert, T. y Mosher, B. (2022). Occupancy models –single-species. En E. Cooch y G. C. White (Eds.). *Program MARK - A Gentle Introduction* (Vol. II, pp. 1-45). Recuperado de <http://www.phidot.org/software/mark/-docs/book/pdf/chap21.pdf>
- Guzmán, D. A., Diaz, E., Sáenz, C., Álvarez, H., Cueva, R., Zapata-Ríos, G., Prado-Vivar, B., Falconí, M., Pearson, T. y Barragán, V. (2024). Domestic dogs in indigenous Amazonian communities: Key players in *Leptospira* cycling and transmission? *PLoS Neglected Tropical Diseases*, 18(4), e0011671. doi: 10.1371/journal.pntd.0011671
- Ghanem, S. J. y Voigt, C. C. (2014). Defaunation of tropical forests reduces habitat quality for seed-dispersing bats in Western Amazonia: An unexpected connection via mineral licks. *Animal Conservation*, 17(1), 44–51. doi: 10.1111/acv.12055
- Halle, S. & Stenseth, N. C. (Eds.). (2000). *Activity patterns in small mammals*. Berlin Heidelberg: Springer
- Hernández Hernández, J. C., Chávez, C. y List, R. (2018). Diversidad y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en la Reserva de la Biosfera La Encrucijada, Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical*, 66(22), 634–646. doi: 10.15517/rbt.v66i2.33395
- Instituto Geográfico Militar. (2013). *Base Nacional. 1:50.000*. Instituto Geográfico Militar. Disponible en: <https://www.geoportaligm.gob.ec/portal/index.php/cartografia-de-libre-acceso-escala-50k/> (fecha de consulta 18 de mayo de 2024).
- Instituto Nacional de Estadística y Censos. (2022). *Censo de población y vivienda*. Disponible en <https://www.censoecuador.gob.ec/resultados-censo/>.

- Jácome-Negrete, I., Torres Jiménez, J., Utreras, J., Monar-Barragán, P., López, E., Chimbo, M., Mamallacta, A., Licuy, F. y Rodríguez Galarza, F. E. (2023). Diversidad y conservación de los macro y meso mamíferos de un bosque protegido de la alta Amazonía de Pastaza, Ecuador. *Caldasia*, 46(1), 130–143. doi: 10.15446/caldasia.v46n1.100677
- Jácome-Negrete, I., Rodríguez Galarza, F. E., Gaba, A., Enqueri, I., Nenquimo, O., Villavicencio Troya, S. y Tanguila López, F. (2022). Primer reporte de los mamíferos del Territorio Indígena amazónico de Toñampade en Ecuador mediante cámaras trampa y la aplicación del conocimiento tradicional waodani. *Scientia Amazonia*, 11(3), B1–B19. doi:10.5281/zenodo.7510504-
- Kay, S. y Du Croz, T. (2008). *Sun Times (Version 7.1)*. Disponible en www.aptl72-dsl.pipex.com/suntimes.htm
- Kays, R., Arbogast, B. S., Baker-Whetton, M., Beirne, C., Boone, H. M., Bowler, M., Burneo, S. F., Cove, M. V., Ding, P., Espinosa, S., Gonçalves, A. L. S., Hansen, C. P., Jansen, P. A., Kolowski, J. M., Knowles, T. W., Lima, M. G. M., Millspaugh, J., McShea, W. J., Pacifici, K., ... Spironello, W. R. (2020). An empirical evaluation of camera trap study design: How many, how long and when? *Methods in Ecology and Evolution*, 11(6), 700–713. doi: 10.1111/2041-210x.13370
- Kellner, K. F., Smith, A. D., Royle, J. A., Kéry, M., Belant, J. L. y Chandler, R. B. (2023). The unmarked R package: Twelve years of advances in occurrence and abundance modelling in ecology. *Methods in Ecology and Evolution*, 14(6), 1408–1415. doi: 10.1111/2041-210X.14123
- Kilgo, J. C., Labisky, R. F. y Fritzen, D. E. (1998). Influences of Hunting on the Behavior of White-Tailed Deer: Implications for Conservation of the Florida Panther. *Conservation Biology*, 12(6), 1359–1364. doi: 10.1111/j.1523-1739.1998.97223.x
- Lee, S. X. T., Amir, Z., Moore, J. H., Gaynor, K. M. y Luskin, M. S. (2024). Effects of human disturbances on wildlife behaviour and consequences for predator-prey overlap in Southeast Asia. *Nature Communications*, 15(1), 1–12. doi: 10.1038/s41467-024-45905-9
- Levi, T., Shepard, G. H., Jr, Ohl-Schacherer, J., Peres, C. A. y Yu, D. W. (2009). Modelling the long-term sustainability of indigenous hunting in Manu National Park, Peru: landscape-scale management implications for Amazonia. *The Journal of Applied Ecology*, 46(4), 804–814. doi: 10.1111/j.1365-2664.2009.01661.x
- Levy, O., Dayan, T., Porter, W. P., & Kronfeld-Schor, N. (2019). Time and ecological resilience: can diurnal animals compensate for climate change by shifting to nocturnal activity? *Ecological Monographs*, 89(1). doi:10.1002/ecm.1334
- López, A., Espíndola, F., Calles, J. y Ulloa, J. (2013). *Atlas Amazonia Ecuatoriana Bajo Presión*. Quito: EcoCiencia.
- Liu, M., McShea, W. J., Wang, Y., Xia, F., Shen, X. y Li, S. (2023). Ungulates' behavioral responses to humans as an apex predator in a hunting-

- prohibited area of China. *Animals: An Open Access Journal from MDPI*, 13(5), 845. doi: 10.3390/ani13050845
- MacKenzie, D. I. y Bailey, L. L. (2004). Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 9(3), 300–318. doi: 10.1198/108571104x3361
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L. y Hines, J. E. (2017). *Occupancy Estimation and Modeling Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Academic Press.
- Mandujano, S. (2019). Índice de abundancia relativa: RAI. En S. Mandujano y L. A. Pérez-Solana (Eds.). *Foto-trampeo en R: organización y análisis de datos* (Vol. I, pp. 137–152). Xalapa: Instituto de Ecología A. C.
- Mandujano, S. (2024). Índice de abundancia relativa y tasa de encuentro con trampas cámara. *Mammalogy Notes*, 10(1), 389. doi: 10.47603/mano.v10n1.389
- Mandujano y Pérez-Solana, L. A. (Eds.) (2019). *Foto-trampeo en R: organización y análisis de datos* (Vol. I). Xalapa: Instituto de Ecología A. C.
- Maffei, L., Cuellar, E. y Noss, J. (2002). Uso de trampas cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitania. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*, 11, 55–65. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/269709095_Uso_de_trampascamara_para_la_evaluacion_de_mamiferos_en_el_ecotono_Chaco-Chiquitania
- Matallana, C., C. A. Lasso y M. P. Baptiste (Comp.). 2012. *Carne de monte y consumo de fauna silvestre en la Orinoquia y Amazonia (Colombia y Venezuela)*. *Memorias del Taller Regional Inírida*. Guainía: Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Universidad Nacional de Colombia, Sede Orinoquia, Instituto de Estudios de la Orinoquia y Corporación para el Desarrollo Sostenible del Norte y el Oriente Amazónico.
- Mendes, C. P., Carreira, D., Pedrosa, F., Beca, G., Lautenschlager, L., Akkawi, P., Bercê, W., Ferraz, K. M. P. M. B. y Galetti, M. (2020). Landscape of human fear in Neotropical rainforest mammals. *Biological Conservation*, 241(108257), 108257. doi: 10.1016/j.biocon.2019.108257
- Meredith, M., y Ridout, M. (2021). *Overview of the overlap package*. Disponible en <https://rdrr.io/cran/overlap/f/inst/doc/overlap.pdf>
- Mena-Valenzuela. P., Stallings, J.R., Regalado, B.J. y Cueva, R. (2000) The sustainability of current hunting practices by the Huaorani. En J.G. Robinson y E.L. (Eds.). *Bennett Hunting for Sustainability in Tropical Forests* (pp. 57–78). New York, USA: Columbia University Press.
- Ministerio del Ambiente (2019). *Protocolo para el muestreo de fauna silvestre a escala de paisaje, utilizando trampas cámara y conteo de huellas*. Quito: Proyecto Paisaje Vida Silvestre.
- Ministerio del Ambiente. (2013a). *Sistema de Clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental*. Quito: Subsecretaría de Patrimonio Natural.

Recuperado de <https://app.sni.gob.ec/snmlink/sni/PDOT/NIVEL%20-NACIONAL/MAE/ECOSISTEMAS/DOCUMENTOS/Sistema.pdf>.

- Ministerio del Ambiente. (2013b). *Proyecto Socio Bosque*. Quito, Ecuador.
- Ministerio del Ambiente. (2011). *Plan de Manejo del Parque Nacional Yasuní*. Quito, Ecuador
- Mittermeier, R. A., Turner, W. R., Larsen, F. W., Brooks, T. M. y Gascon, C. (2011). Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. En F. Zachos y J. C. Habel (Eds.). *Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas* (pp. 3–22). Verlag: Springer.
- Narváez, V., Kovach, A., Cueva, R. y Álvarez, H.G. (2019). *Evaluación de la oferta y demanda de especies cinegéticas en cinco comunidades Kichwa del Parque Nacional Yasuní*. Informe técnico, Wildlife Conservation Society. Quito, Ecuador.
- Narváez, V. (2017). *Impactos del cambio climático y las actividades antrópicas en la seguridad alimentaria de cuatro comunidades Kichwa, en la Amazonía ecuatoriana*. Informe técnico, Wildlife Conservation Society. Quito, Ecuador.
- Negret, P. J., Luskin, M. S., Gomez-Valencia, B., Diaz-Pulido, A., Romero, L. H., Restrepo, A., Zaehring, J. G., Jones, K. R., Ochoa-Quintero, J. M. y Mendes, C. P. (2023). Neotropical understory birds and mammals show divergent behaviour responses to human pressure. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 21(2), 180–188. doi: 10.1016/j.pecon.2023.04.002
- Niedballa, J., Sollmann, R., Courtiol, A. y Wilting, A. (2016). camtrapR: an R package for efficient camera trap datamanagement. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(2), 1457–1462. doi: 10.1111/2041-210X.12600
- O'Brien, T. G. (2011). Abundance, Density and Relative Abundance: A Conceptual Framework. En A. F. O'Connell, J. D. Nichols, y K. U. Karanth (Eds.). *Camera Traps in Animal Ecology* (pp. 71–96). Springer. doi:1007/978-4-431-99495-4_6
- Olson, D. M. y Dinerstein, E. (2002). The Global 200: Priority Ecoregions for Global Conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 89(2), 199–224. doi: 10.2307/3298564
- Ordoñez, F. (2019). *Actualización del mapa de intensidad y extensión de actividades humanas en la Reserva de Biósfera Yasuní y análisis multitemporal (2009 - 2015 - 2018)*. Informe técnico, Wildlife Conservation Society. Quito, Ecuador.
- Ordoñez, F. (2017). *Estado actual de la Reserva de Biosfera Yasuní e identificación de áreas prioritarias para la conservación*. Informe técnico, Wildlife Conservation Society. Quito, Ecuador.
- Owen-Smith, B., Quiney, J. y Read, J. (1998). Salivary urate in gout, exercise, and diurnal variation. *Lancet*, 351(9120), 1932. doi: 10.1016/s0140-6736(05)78616-5

- Peres, C. A. (2000). Effects of Subsistence Hunting on Vertebrate Community Structure in Amazonian Forests. *Conservation Biology*, 14(1), 240-253. doi: 10.1046/j.1523-1739.2000.98485.x
- Potapov, P., Li, X., Hernandez-Serna, A., Tyukavina, A., Hansen, M. C., Kommareddy, A., Pickens, A., Turubanova, S., Tang, H., Silva, C. E., Armston, J., Dubayah, R., Blair, J. B. y Hofton, M. (2021). Mapping global forest canopy height through integration of GEDI and Landsat data. *Remote Sensing of Environment*, 253(112165), 112165. doi: 10.1016/j.rse.2020.112165
- Prado, H.M., Forline, L.C. y Kipnis, R. (2012). Hunting practices among the Awa-Guaja: towards a longterm analysis of sustainability in an Amazonian indigenous community. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Humanas*, 7(2), 479-491. Recuperado de http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1981812220-12000200010&lng=en&nrm=iso&tlng=en
- Ramirez, J. I., Zwerts, J. A., van Kuijk, M., Iacobelli, P., Li, X., Herdoiza, N. y Jansen, P. A. (2021). Density dependence of daily activity in three ungulate species. *Ecology and Evolution*, 11(12), 7390-7398. doi: 10.1002/ece3.7570
- RCoreTeam. (2023). *R: A Language and Environment for Statistical Computing. En R Foundation for Statistical Computing*. Disponible en <https://www.R-project.org/>.
- Redford, K. H. (1992). The Empty Forest. *BioScience*, 42(6), 412-422. doi: 10.2307/1311860
- Ridout, M. S. y Linkie, M. (2009). Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 14(3), 322-337. doi: 10.1198/jabes.2009.08038
- Refinetti, R. (2008). The diversity of temporal niches in mammals. *Biological Rhythm Research*, 39(3), 173-192. doi: 10.1080/09291010701682690
- Royle, J. A. y Nichols, J. D. (2003). Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecology*, 84(3), 777-790. doi: 10.1890/00129658(2003)084[0777:eafpa]-2.0.co;2
- Rowcliffe, M. (2015). *R Package activity*. Disponible en <https://cran.r-project.org/web/packages/activity/activity.pdf>
- Ridgely, R. S. y Greenfield, P. J. (2006). *Aves del Ecuador: guía de campo*. Quito: Academia de Ciencia de Filadelfia y Fundación de Conservación Jocotoco.
- Ridout, M. S. y Linkie, M. (2009). Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 14(3), 322-337. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/20696577>
- Rowcliffe, J. M., Kays, R., Kranstauber, B., Carbone, C. y Jansen, P. A. (2014). Quantifying levels of animal activity using camera trap data. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(11), 1170-1179. doi:10.1111/2041-210x.12278

- Salvador, J. (2015). *Effects of human disturbance on occurrence patterns and behavior of terrestrial mammals in eastern Ecuador* (Tesis de Maestría). University of Florida. Gainesville, U. S. A.
- Scabin, A. B. y Peres, C. A. (2021). Hunting pressure modulates the composition and size structure of terrestrial and arboreal vertebrates in Amazonian forests. *Biodiversity and Conservation*, 30(12), 3613–3632. doi: 10.1007/s10531-021-02266-9
- Suárez, E., Morales, M., Cueva, R., Utreras, V., Zapata-Ríos, G., Toral, E. y Vargas, J. (2009). Oil industry, wild meat trade and roads: indirect effects of oil extraction activities in a protected area in north-eastern Ecuador. *Animal Conservation*, 12(4), 364–373. doi: 10.1111/j.1469-1795.2009.00262.x
- Suárez, E., Zapata-Ríos, G., Utreras, V., Strindberg, S. y Vargas, J. (2013). Controlling access to oilroads protects forest cover, but not wildlife communities: a case study from the rainforest of Yasuní Biosphere Reserve (Ecuador). *Animal Conservation*, 16(3), 265–274. doi: 10.1111/j.1469-1795.2012.00592.x
- Taber, A., Chalukian, S.C., Altrichter, M., Minkowski, K., Lizárraga, L., Sanderson, Rumiz, D., Venticinque, E., Moraes, E. A., de Angelo, C., Antúnez, M., Ayala, G., Beck, H., Bodmer, R. E., Boher, S., Cartes, J. L., de Bustos, S., Eaton, D., Emmons, L. H... y Zapata-Ríos, G. (2008). *El Destino de los Arquitectos de los Bosques Neotropicales: evaluación de la distribución y el estado de conservación de los pecaríes labiados y los tapires de tierras bajas*. New York: Wildlife Conservation Society, Ecuador, Tapir Specialist Group, Wildlife Trust, and Grupo Especialista de la CSE/UICN en cerdos, pecaríes e hipopótamos.
- Tejeda Cruz, C. (2009). *Ecología, conservación y manejo de ungulados silvestres en paisajes fragmentados de la selva Lacandona, Chiapas, México* (Tesis Doctoral). El Colegio de la Frontera Sur, Chiapas, México.
- Tirira, D (2017). *Guía de Campo de los Mamíferos del Ecuador*. Quito: Editorial Murciélagos Blanco.
- Tirira, D. (Ed.). (2021). *Lista Roja de los mamíferos del Ecuador, En: Libro Rojo de los mamíferos del Ecuador* (3ª edición). Publicación especial sobre los mamíferos del Ecuador 13. Quito: Asociación Ecuatoriana de Mastozoología, Fundación Mamíferos y Conservación, Pontificia Universidad Católica del Ecuador y Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica del Ecuador.
- Tirira, D., Brito, J., Burneo, S., Pinto, M., Salas, J. y Comisión de Diversidad de la AEM. (2023). *Mamíferos del Ecuador: lista oficial actualizada de especies / Mammals of Ecuador: official updated species checklist*. Recuperado de <https://aem.mamiferosdeecuador-.com/images-/pdf/Listados/Lista20231.pdf>
- Valencia, R., Foster, R. B., Villa, G., Condit, R., Svenning, J.-C., Hernández, C., Romoleroux, K., Losos, E., Magård, E. y Balslev, H. (2004). Tree species distributions and local habitat variation in the Amazon: large forest plot in

- eastern Ecuador. *Journal of Ecology*, 92(2), 214–229. doi: 10.1111/j.0022-0477.2004.00876.x
- Valencia, R., Balslev, H. y Paz Y Miño C, G. (1994). High tree alpha-diversity in Amazonian Ecuador. *Biodiversity and Conservation*, 3(1), 21–28. doi: 10.1007/bf00115330
- van der Vinne, V., Tachinardi, P., Riede, S. J., Akkerman, J., Scheepe, J., Daan, S. y Hut, R. A. (2019). Maximising survival by shifting the daily timing of activity. *Ecology Letters*, 22(12), 2097–2102. doi: 10.1111/ele.13404
- Villaverde, X., Ormaz, F., Marcial, V. y Jogenson, F.P. (2005). *Parque Nacional Yasuní y Reserva de Biósfera Yasuní: Historia, problemas y perspectivas*. Quito: Fondo Ecuatoriano Populorum Progressio.
- Wildlife Conservation Society-Ecuador. (2007). *El Tráfico de Carne Silvestre en el Parque Nacional Yasuní: Caracterización de un Mercado Creciente en la Amazonía Norte del Ecuador*. Informe técnico de Wildlife Conservation Society Ecuador, Quito, Ecuador.
- Wildlife Conservation Society-Ecuador. (2012). *Monitoreo de Comercialización de Carne de Fauna Silvestre en el Mercado de Pompeya, Parque Nacional Yasuní*. Informe técnico. Wildlife Conservation Society Ecuador, Quito, Ecuador.
- Wildlife Conservation Society-Ecuador. (2015). *Mitigating Hunting Pressure from the Wild Meat Trade in Yasuní National Park, Ecuador*. Informe técnico. Wildlife Conservation Society-Ecuador, Quito, Ecuador.
- Wildlife Conservation Society-Ecuador. (2016). *Actualización del plan de uso y manejo territorial de seis comunidades kichwa Pompeya, Río Indillama, Nueva Providencia, Añangu, Sani Isla y San Roque, asentadas en la zona noroccidental del Parque Nacional Yasuní*. Quito, Ecuador.
- Yost, J.A. y Kelley, P.M. (1983). Shotguns, Blowguns, and Spears: The Analysis of Technological Efficiency. En R.B., Hames, y W.T., Vickers (Eds.). *Adaptive Responses of Native Amazonians* (pp.189–224). New York: Academic Press. doi: 10.1016/B978-0-12-321250-4.50010-5
- Zapata-Ríos, G. y 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. doi: 10.1371/journal.pone.0192346
- Zapata-Ríos, G. y Branch, L. C. (2016). Altered activity patterns and reduced abundance of native mammals in sites with feral dogs in the high Andes. *Biological Conservation*, 193, 9–16. doi: 10.1016/j.biocon.2015.10.016
- Zapata-Ríos, G., Suárez, E., Utreras, V. y Vargas, J. (2006). Evaluation of anthropogenic threats in Yasuní National Park and its implications for wild mammal conservation. *Lyonia*, 10(1), 31–41. Recuperado de <http://plaza.ufl.edu/galo/Yasuni%20Lyonia.pdf>
- Zapata-Ríos, G. (2001). Sustentabilidad de la cacería de subsistencia: el caso de cuatro comunidades Quichuas en la Amazonía nororiental ecuatoriana. *Mastozoología Neotropical*, 8:59–66. Recuperad de <http://plaza.ufl.edu/galo/Hunting.pdf>.

Zhang, C., Li, Y., Hu, X., Ma, X., Jia, W., Liu, K. y Nie, Y. (2023). Human-induced behavioural changes of global threatened terrestrial mammals. *Global Ecology and Biogeography: A Journal of Macroecology*, 32(9), 1645–1659. doi: 10.1111/geb.13710

9. FIGURAS

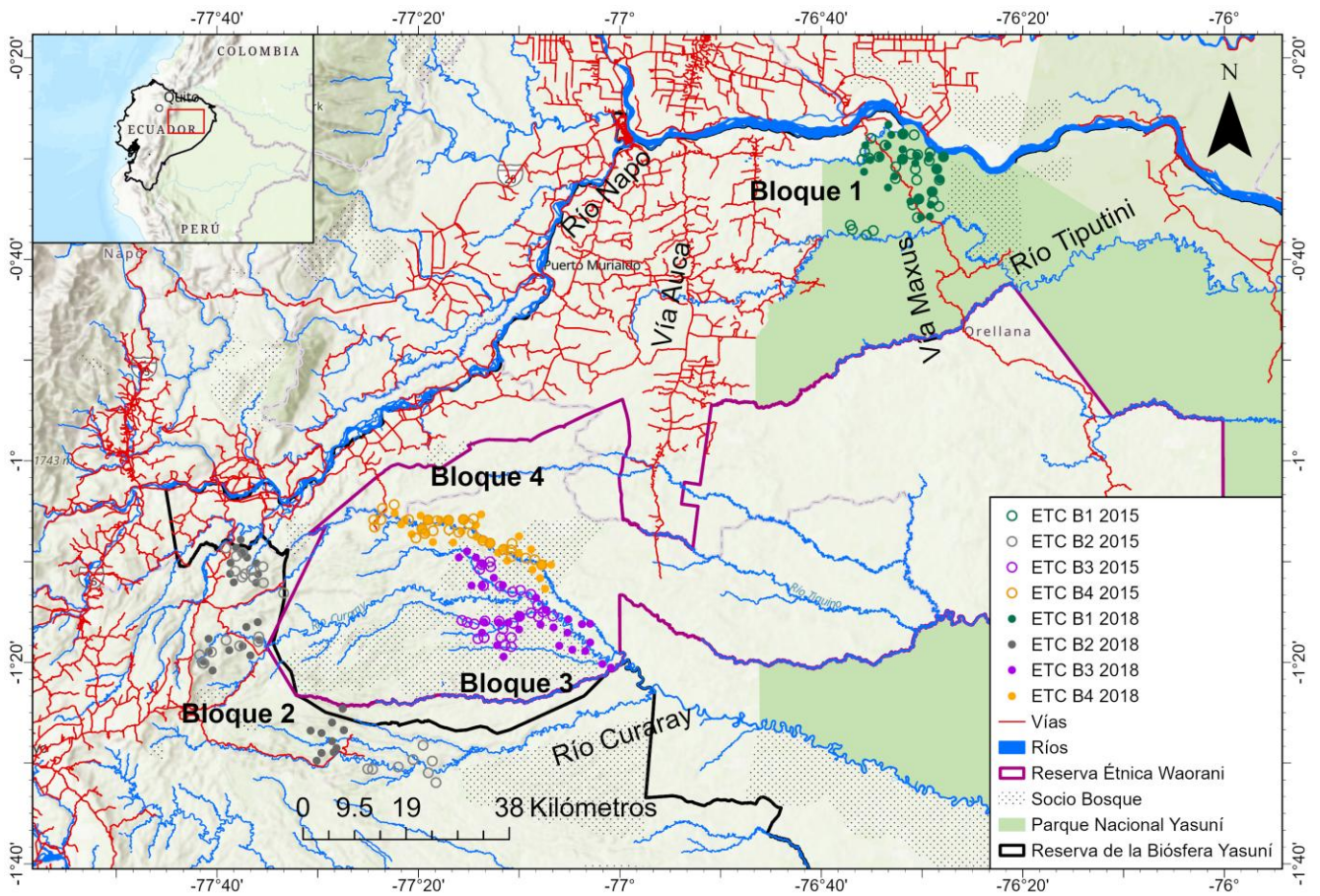


Figura 1. Disposición de los bloques de muestreo y estaciones de foto-trampeo en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní.

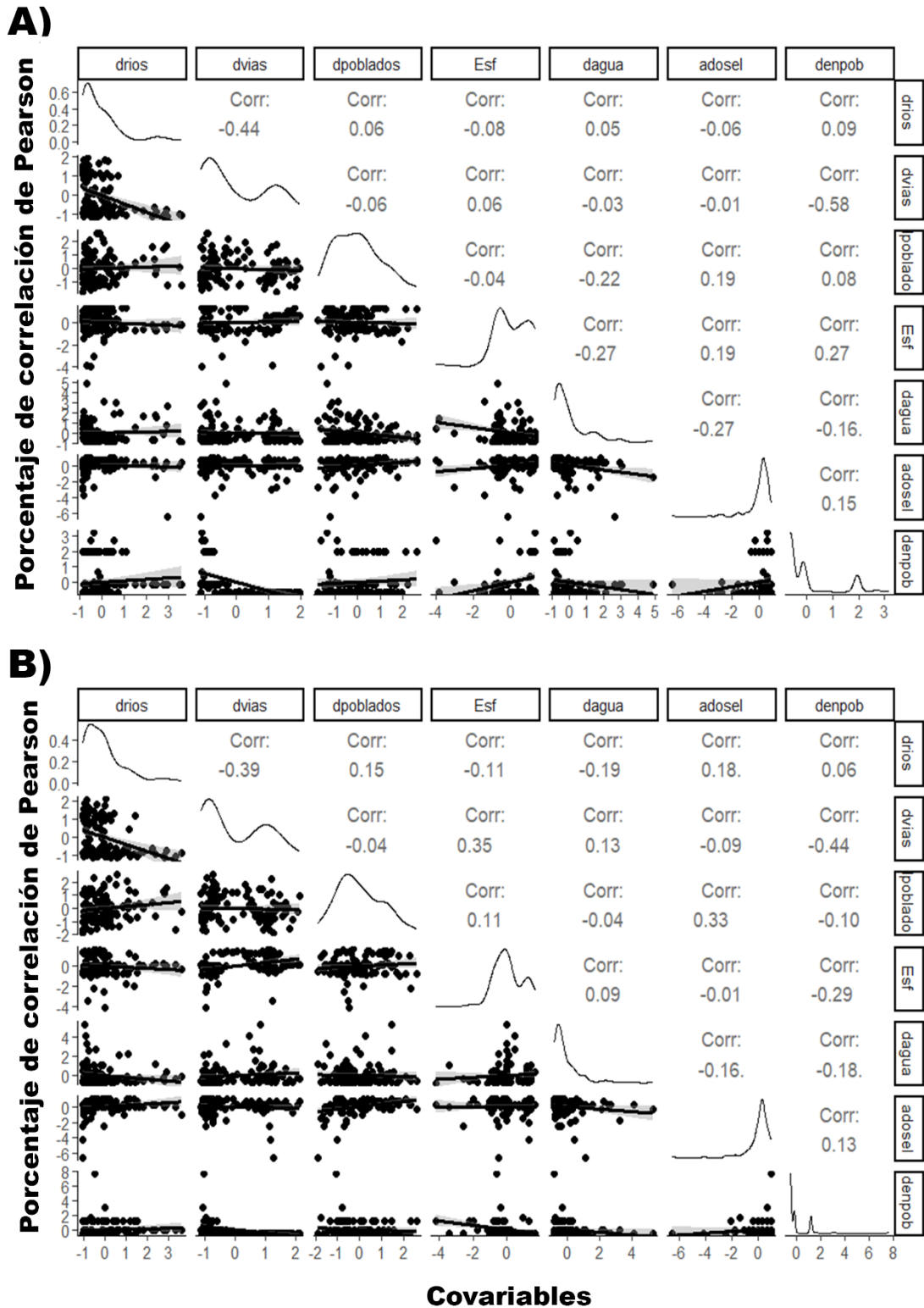


Figura 2. Correlación de Pearson entre siete covariables continuas empleadas para construir modelos de ocupación para cuatro especies de ungulados cinegéticos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní. Esquema gráfico de la correlación de las covariables usadas en la campaña de foto-trampeo del 2015 (A) y en la campaña de foto-trampeo del 2018 (B).



Figura 3. Registros de las cuatro especies de ungulados cinegéticos capturadas por trampas fotográficas durante dos campañas de foto-trampeo realizadas en sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní. Tapir amazónico *Tapirus terrestris* (A-B), pecarí de collar *Dicotyles tajacu* (C-D), pecarí de labio blanco *Tayassu pecari* (E-F) y corzuela roja americana *Mazama americana*. Fotografías: WCS-Programa Ecuador

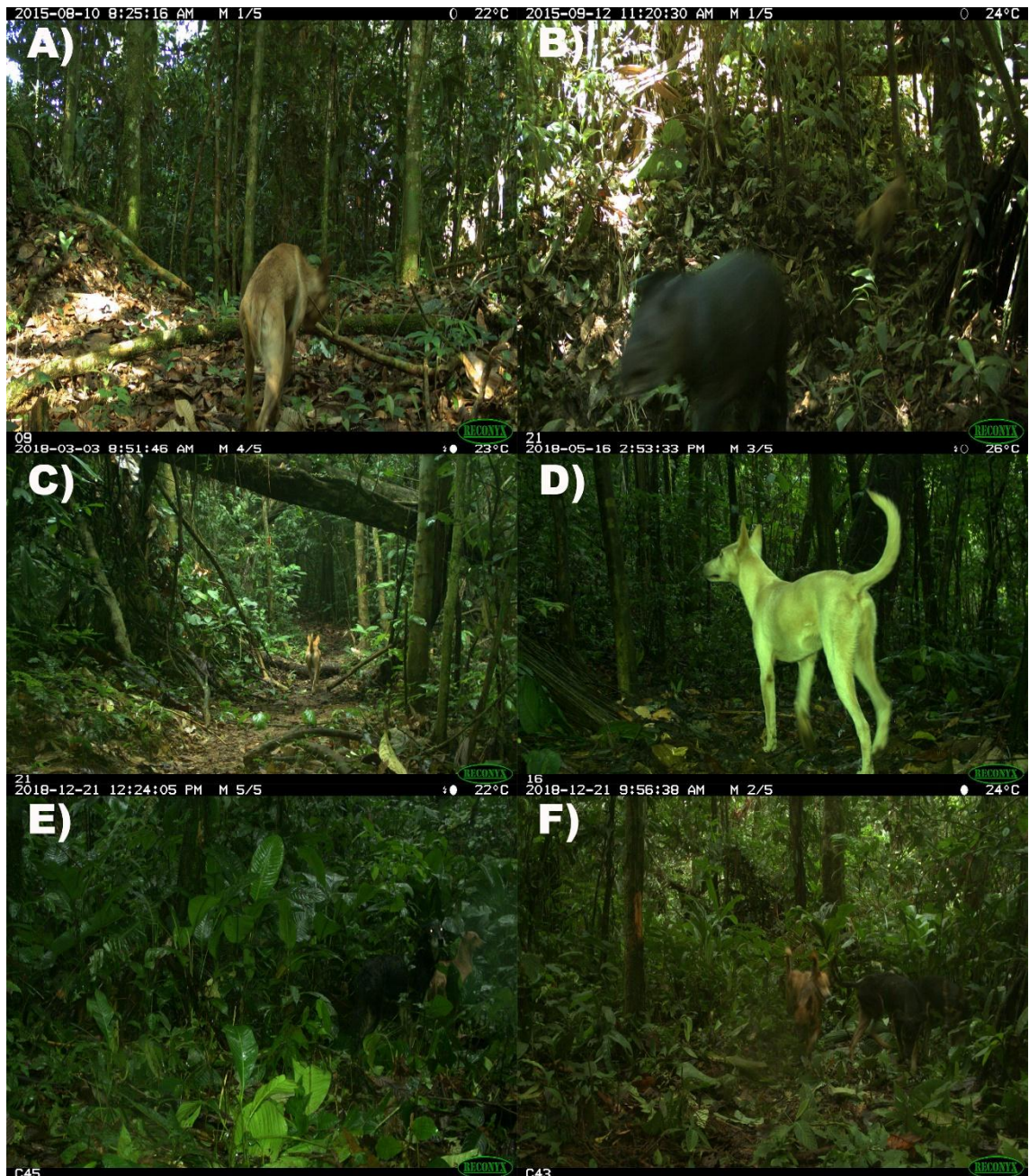


Figura 4. Registros del perro doméstico *Canis familiaris* capturadas por trampas fotográficas durante dos campañas de foto-trampeo realizadas en sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní. Perro doméstico registrado en una estación de foto-trampeo del bloque B2 durante el año 2015 (A), Perro adulto persiguiendo a un individuo adulto de tapir amazónico en el bloque B2 (B); perros domésticos registrado durante la campaña de foto-trampeo del 2018 en el bloque B1 (C), bloque B2 (D) y bloque B4 (E y D). Fotografías: WCS-Programa Ecuador.

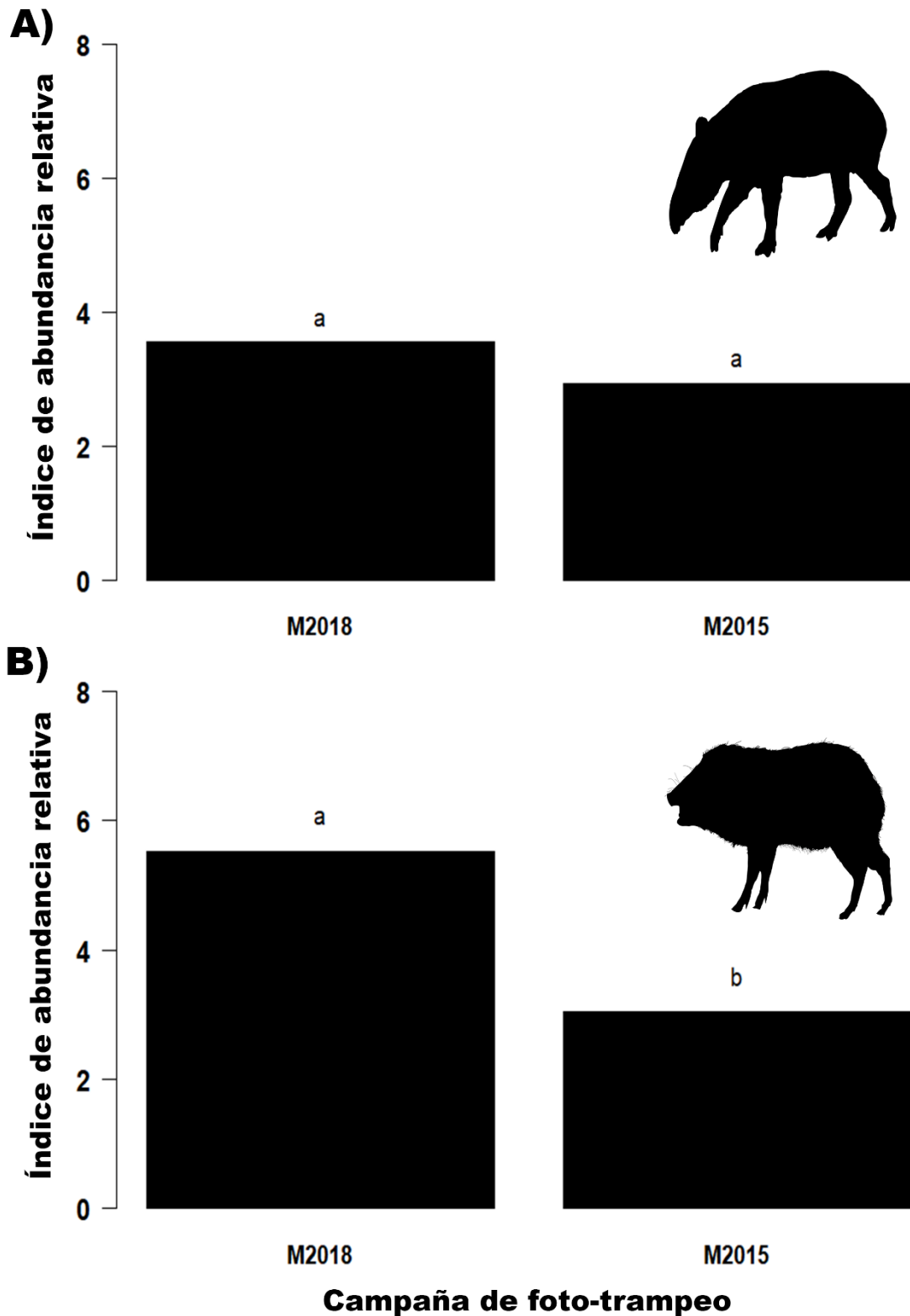


Figura 5. Índice de abundancia relativa estimado para tapir amazónico *Tapirus terrestris* y pecarí de collar *Dicotyles tajacu* durante dos campañas de foto-trampeo realizadas en sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní. Las siluetas representan la especie de ungulado. Las letras sobre las barras indican el resultado de la prueba *a posteriori* Tukey, letras similares indican que no existe diferencias estadísticamente significativas.

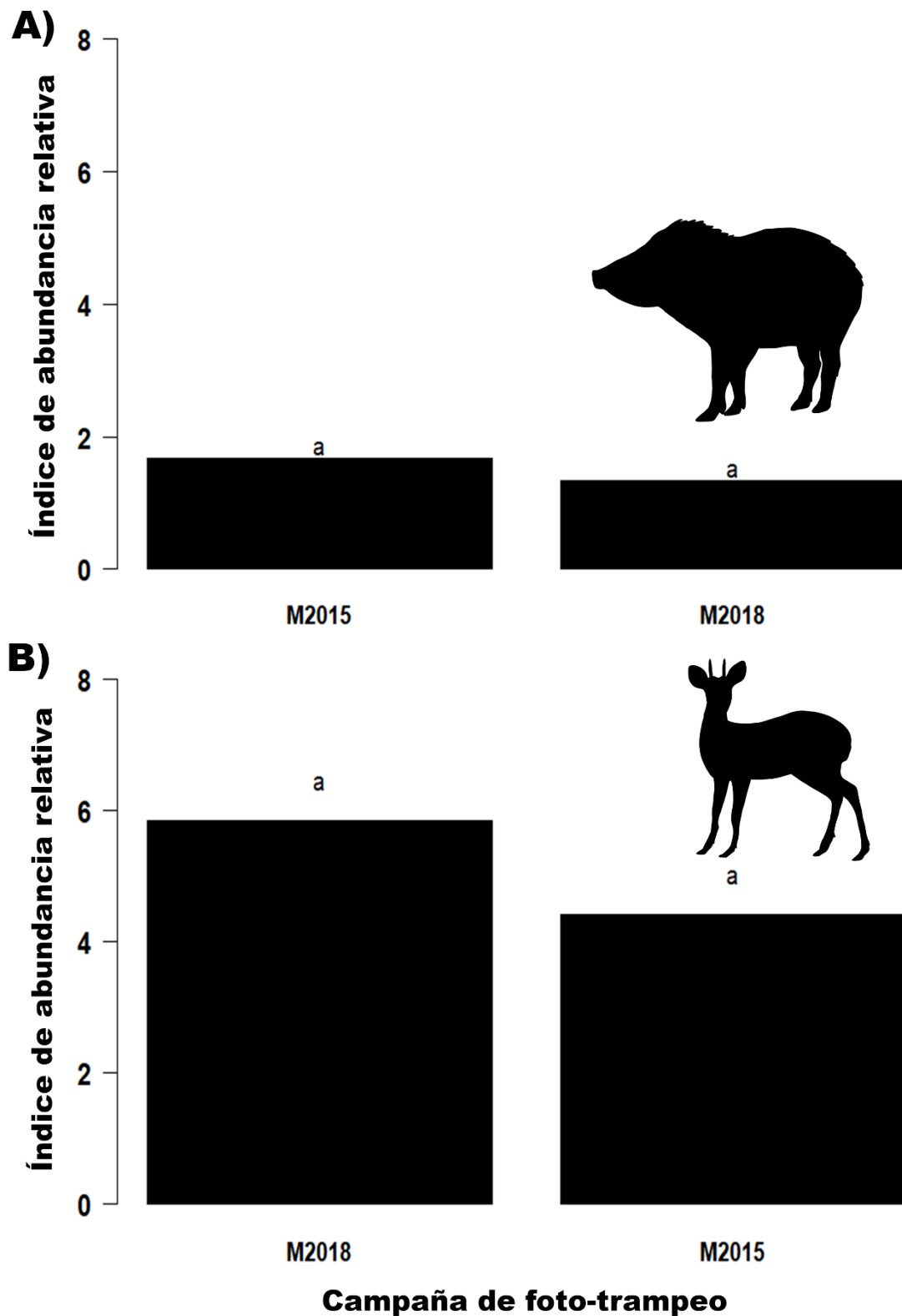


Figura 6. Índice de abundancia relativa estimado para el pecarí de labio blanco *Tayassu pecari* y la corzuela roa americana *Mazama americana* durante dos campañas de foto-trampeo realizadas en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní. Las siluetas representan la especie de ungulado. Las letras sobre las barras indican el resultado de la prueba *a posteriori* Tukey, letras similares indican que no existe diferencias estadísticamente significativas.

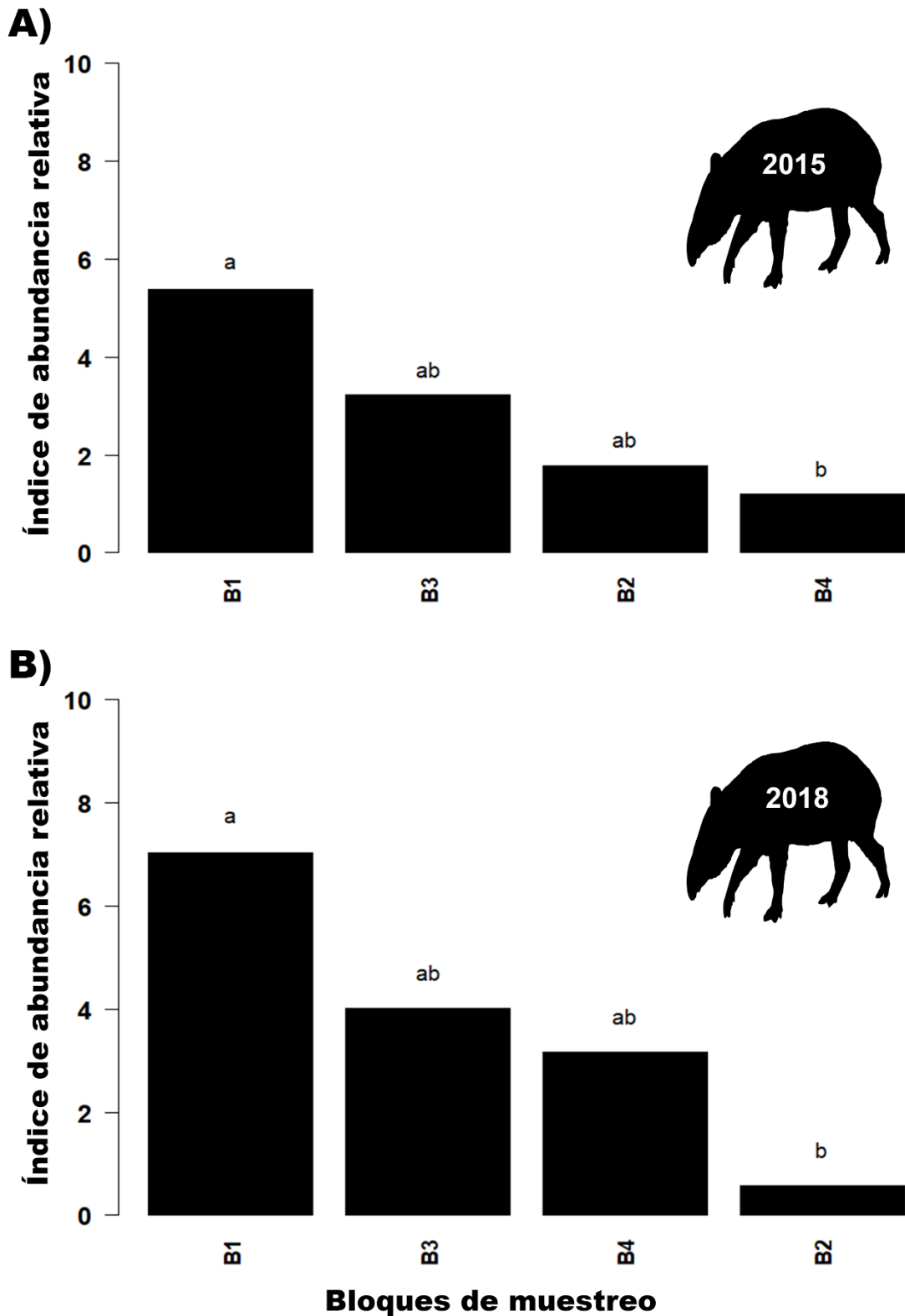


Figura 7. Índices de abundancia relativa estimados para el tapir amazónico *Tapirus terrestris* en cuatro bloques de muestreo establecidos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní durante dos campañas de foto-trampeo. El número dentro de la silueta representa la campaña de foto-trampeo; las letras sobre las barras indican el resultado de la prueba *a posteriori* Tukey, letras similares indican que no existe diferencias estadísticamente significativas.

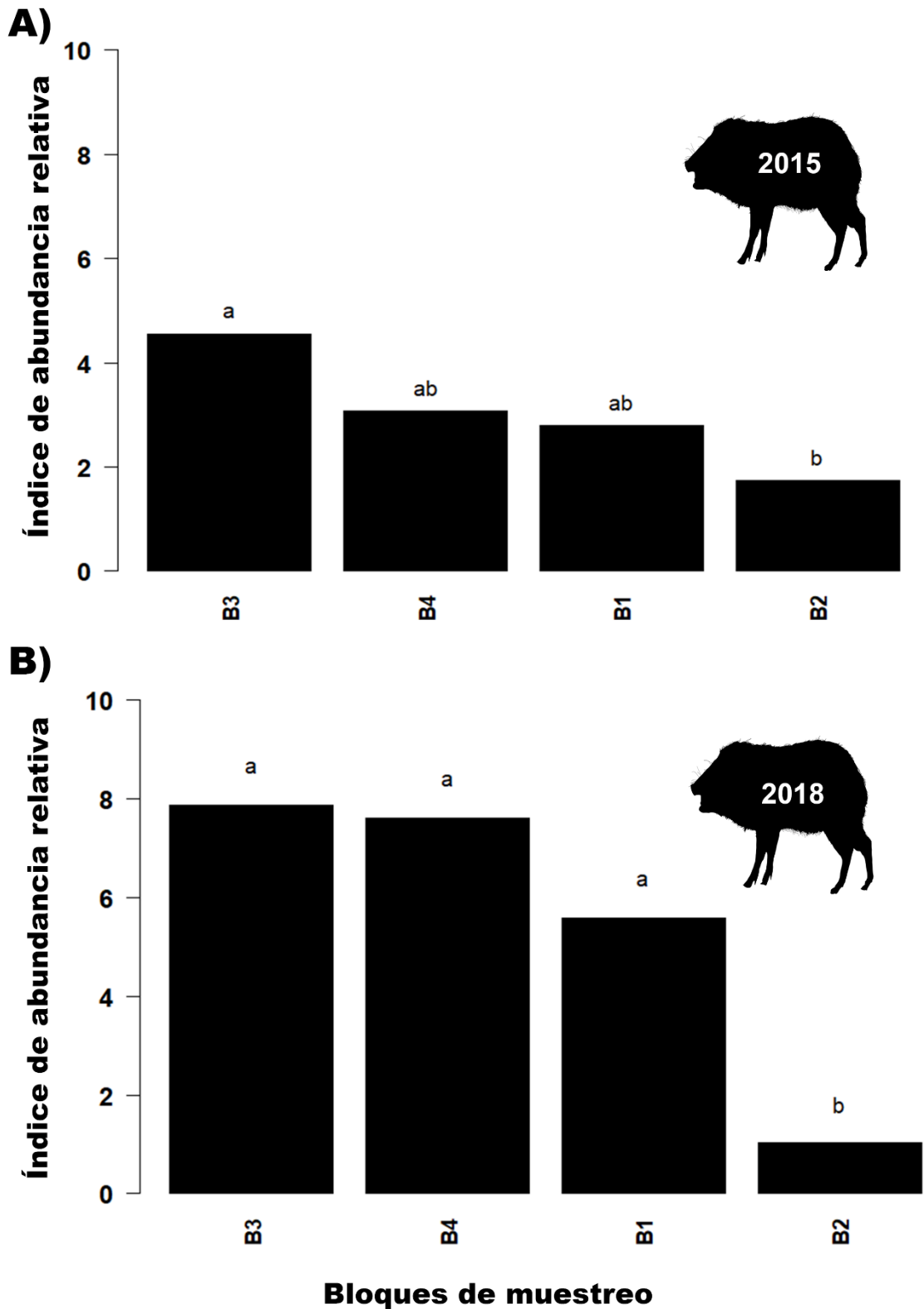


Figura 8. Índices de abundancia relativa estimados para el pecarí de collar *Dicotyles tajacu* en cuatro bloques de muestreo establecidos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní durante dos campañas de foto-trampeo. El número dentro de la silueta representa la campaña de foto-trampeo; las letras sobre las barras indican el resultado de la prueba *a posteriori* Tukey, letras similares indican que no existe diferencias estadísticamente significativas.

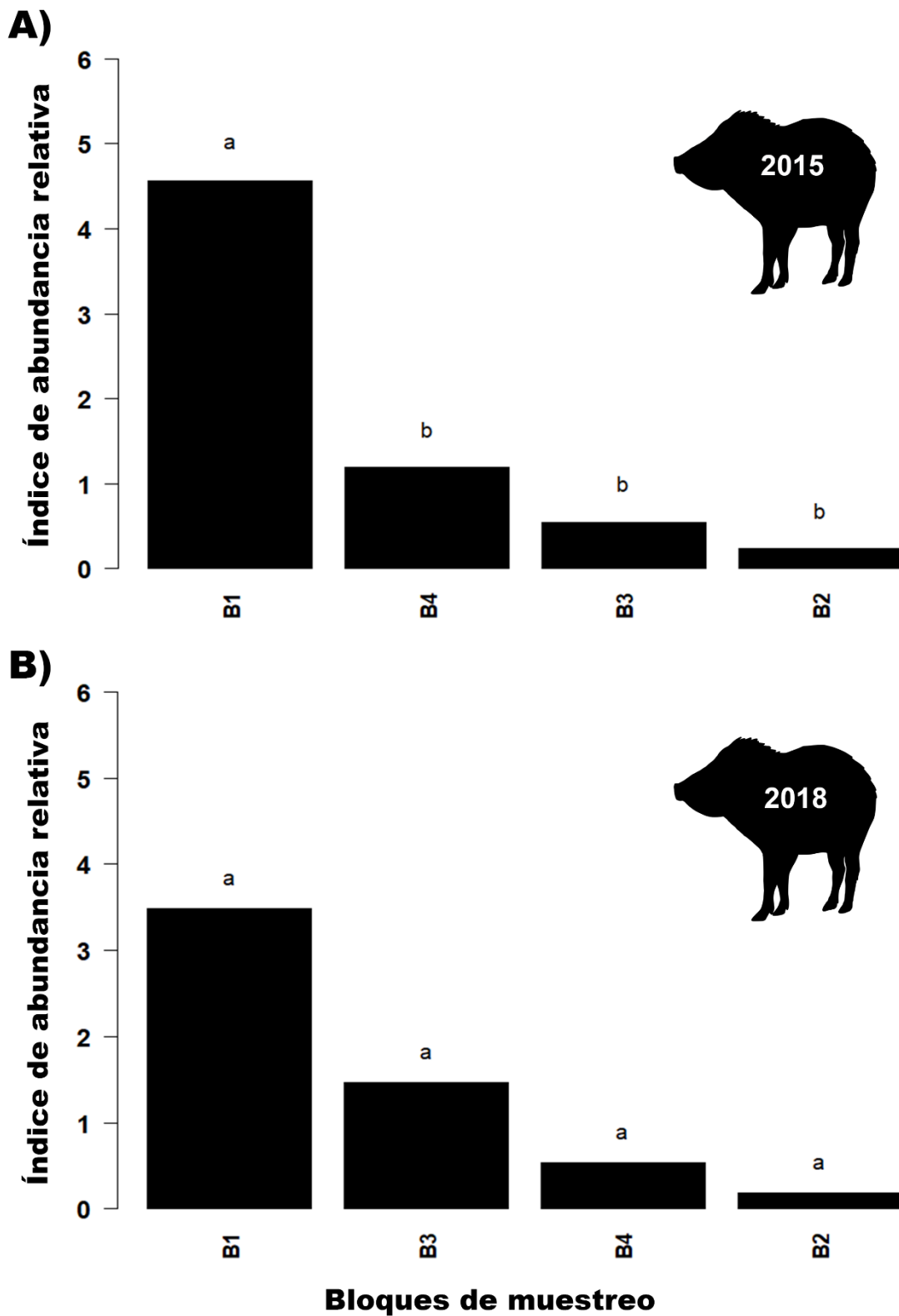


Figura 9. Índices de abundancia relativa estimados para el pecarí de labio blanco *Tayassu pecari* en cuatro bloques de muestreo establecidos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní durante dos campañas de foto-trampeo. El número dentro de la silueta representa la campaña de foto-trampeo; las letras sobre las barras indican el resultado de la prueba *a posteriori* Tukey, letras similares indican que no existe diferencias estadísticamente significativas.

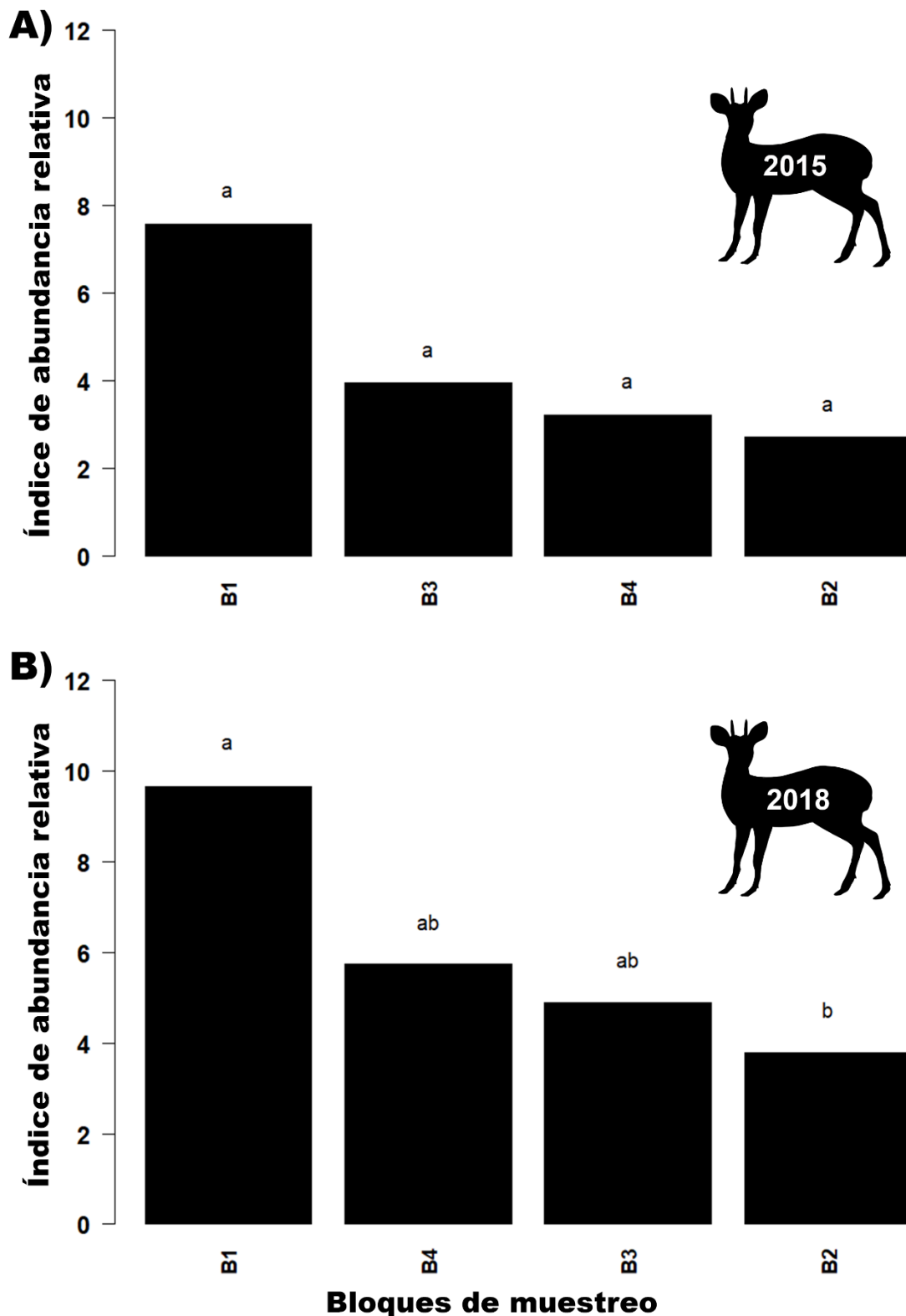


Figura 10. Índices de abundancia relativa estimados para la corzuela roja americana *Mazama americana* en cuatro bloques de muestreo establecidos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní durante dos campañas de foto-trampeo. El número dentro de la silueta representa la campaña de foto-trampeo; las letras sobre las barras indican el resultado de la prueba *a posteriori* Tukey, letras similares indican que no existe diferencias estadísticamente significativas.

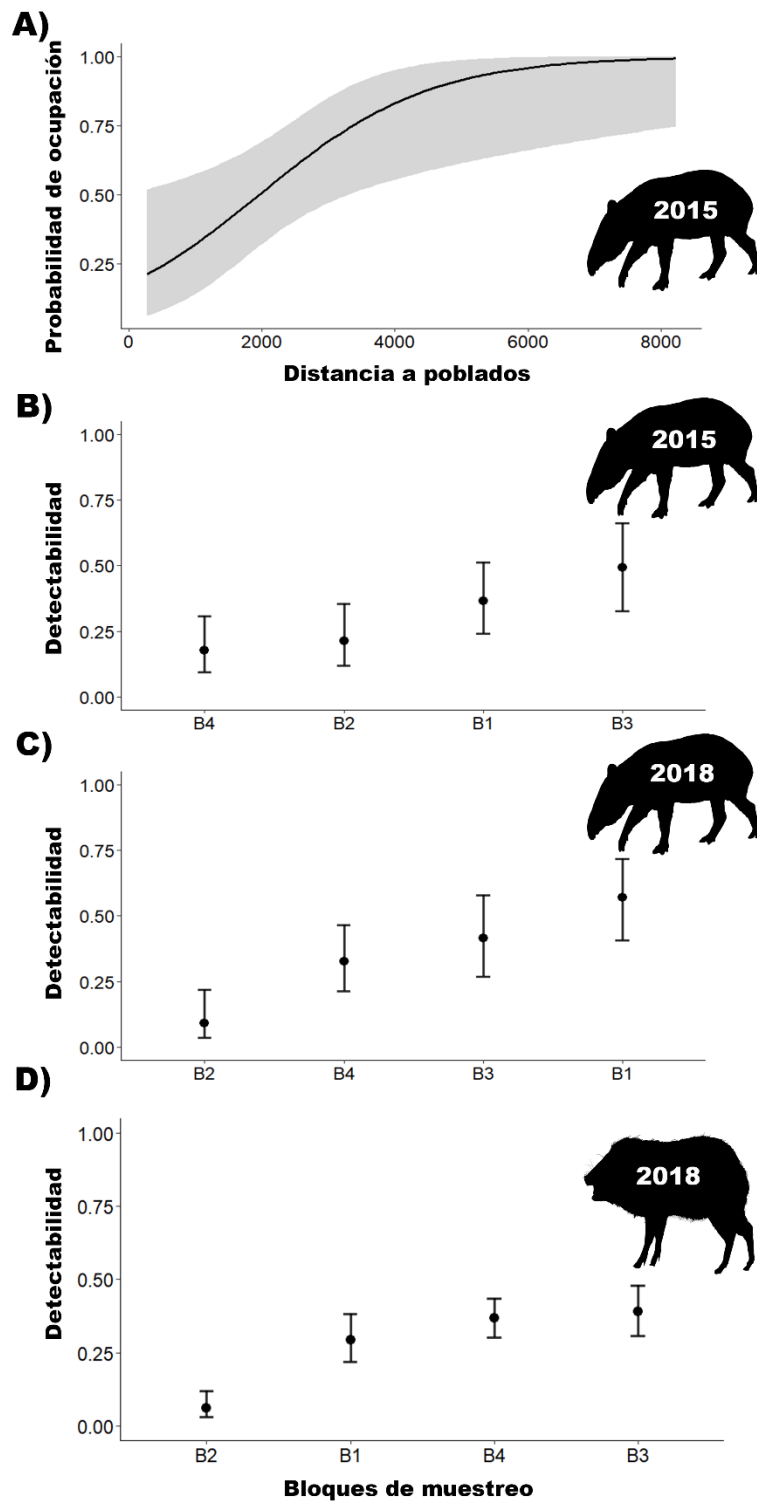


Figura 11. Probabilidad de ocupación y detectabilidad estimada para el tapir amazónico *Tapirus terrestris* y pecarí de collar *Dicotyles tajacu* en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní. Relación entre la probabilidad de ocupación y la distancia en metros hacia los centros poblados (A). Detectabilidad estimada para cada bloque de muestreo evaluado (B – D). La silueta representa la especie de ungulado, el número dentro de la silueta representa la campaña de foto-trampeo, la zona gris y las barras de error corresponden a intervalos de confianza al 95 %. Disertación

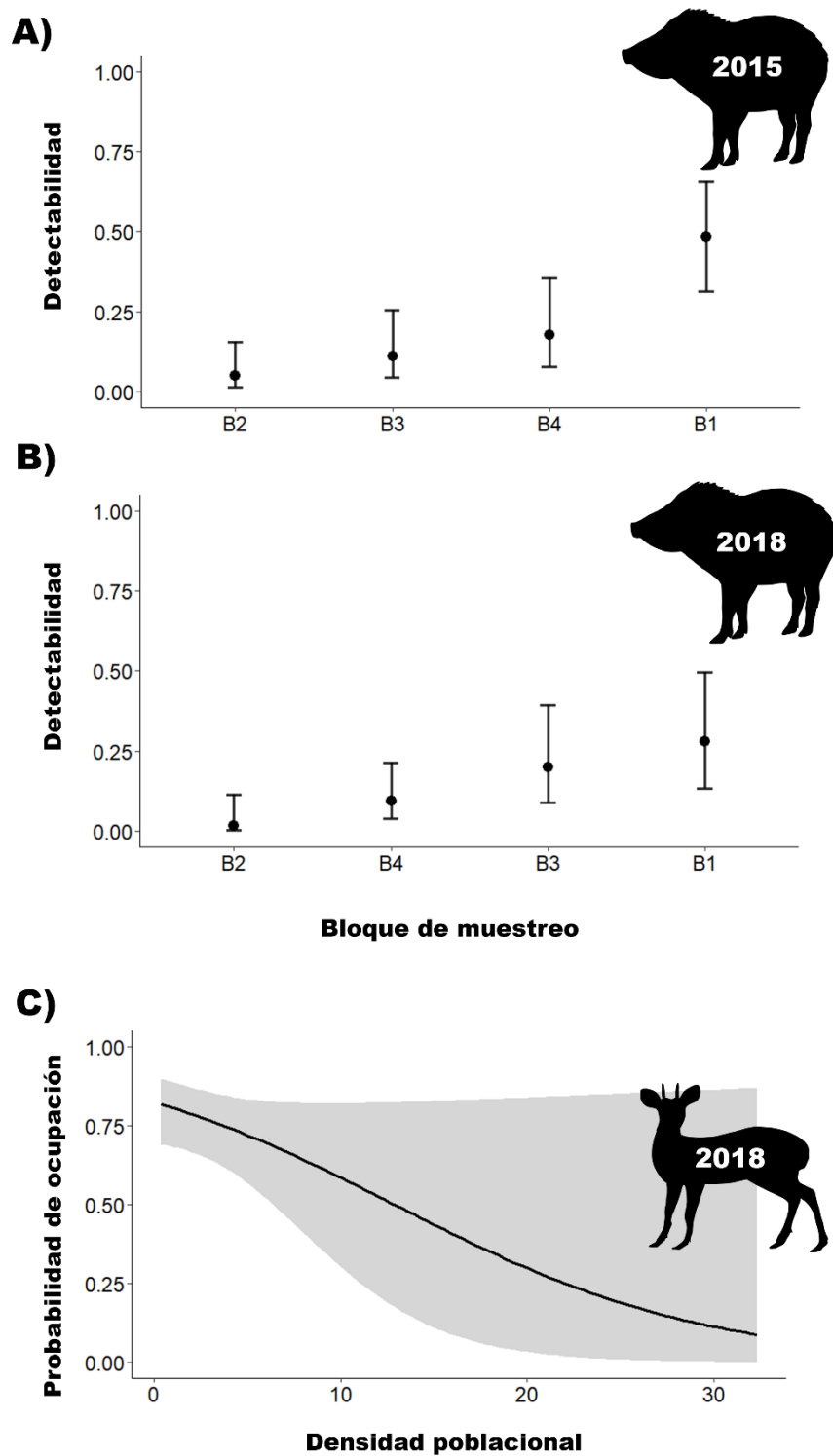


Figura 12. Probabilidad de ocupación y detectabilidad estimada para el pecarí de collar *Tayassu pecari* y la corzuela roja americana *Mazama americana* en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní. Detectabilidad estimada para cada bloque de muestreo evaluado (A – B). Relación entre la probabilidad de ocupación y el número de habitantes/km² (C). La silueta representa la especie de ungulado; el número dentro de la silueta representa la campaña de foto-trampeo; la zona gris y las barras de error corresponden a intervalos de confianza al 95 %.

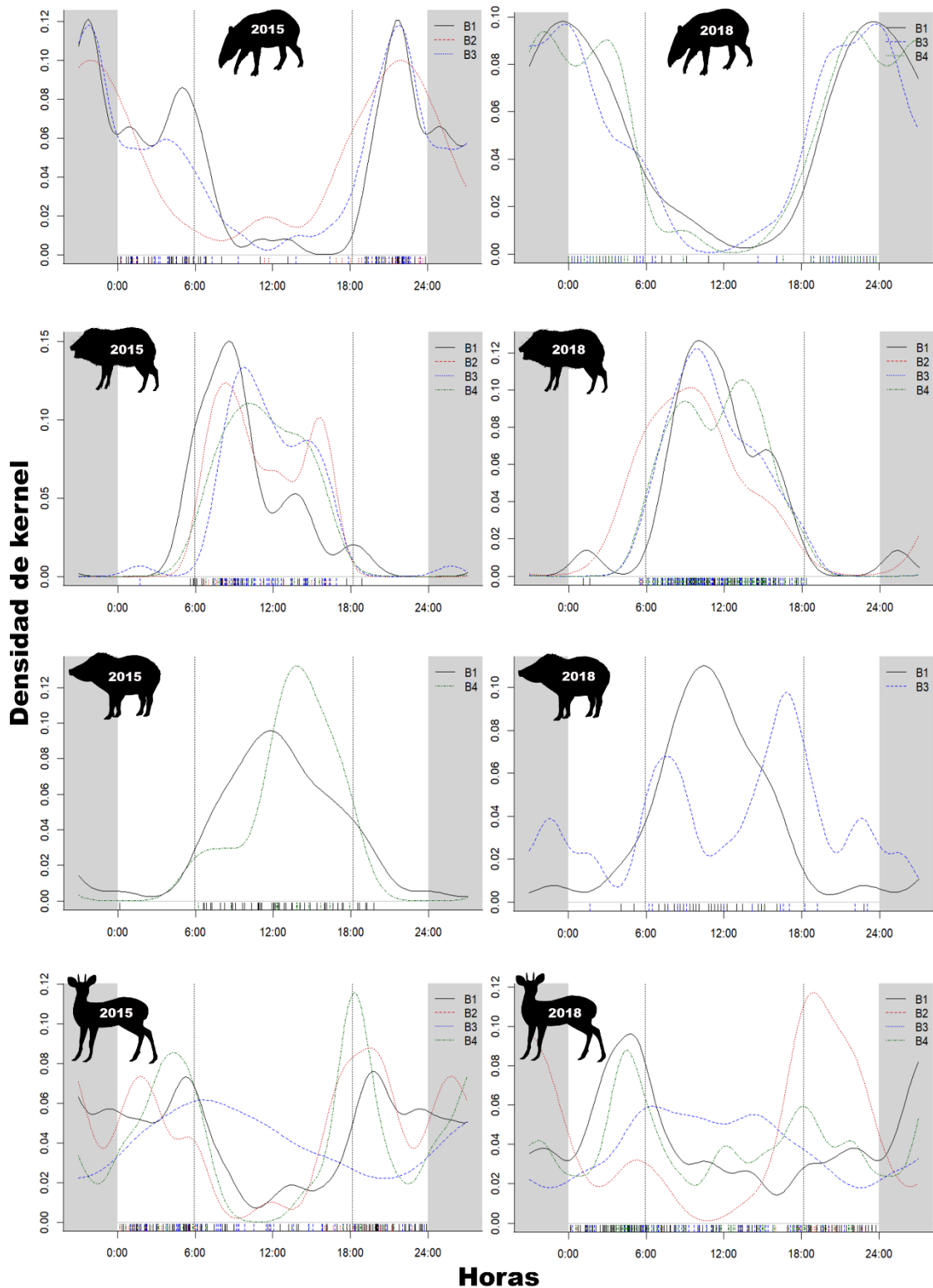


Figura 13. Patrones de actividad de cuatro especies de ungulados cinegéticos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní. La silueta representa la especie de ungulado; el número dentro de la silueta representa la campaña de foto-trampeo; las líneas de color representan los bloques de muestreo; las líneas de color en la base de los gráficos representan la distribución de los registros y las líneas verticales el amanecer (06:10) y atardecer (18:17)

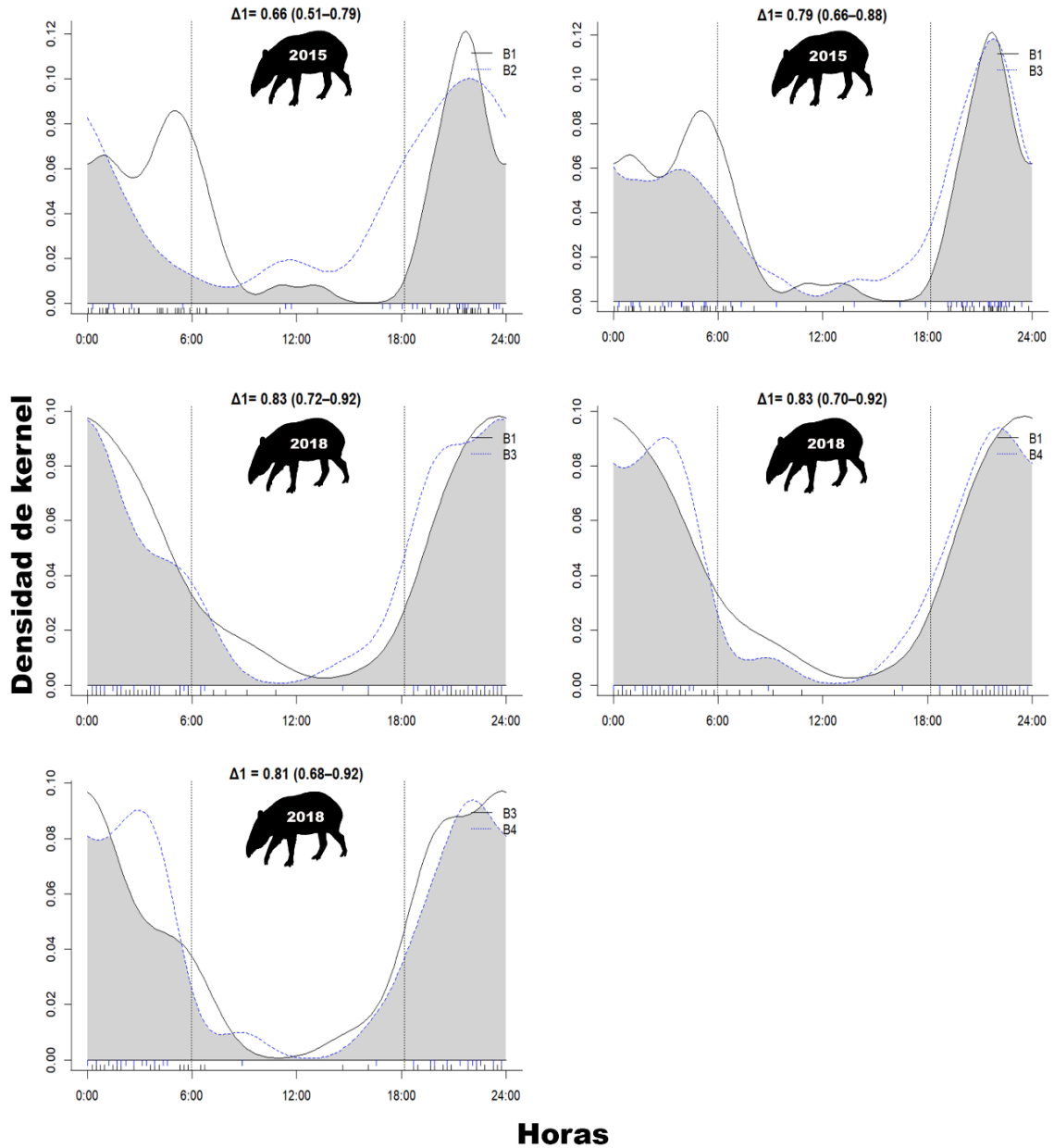


Figura 14. Solapamiento de la actividad del tapir amazónico *Tapirus terrestres* en cuatro bloques de muestreo establecidos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní durante dos campañas de foto-trampeo. La silueta representa la especie de ungulado; el número dentro de la silueta representa la campaña de foto-trampeo; las líneas de color negro y azul representan los bloques de muestreo comparados; las líneas de color en la base de los gráficos representan la distribución de los registros y las líneas verticales el amanecer (06:10) y atardecer. (18:17). En la parte superior de cada gráfico se indica coeficiente de solapamiento y los Intervalos de confianza (IC 95 %), para cada caso de comparación.

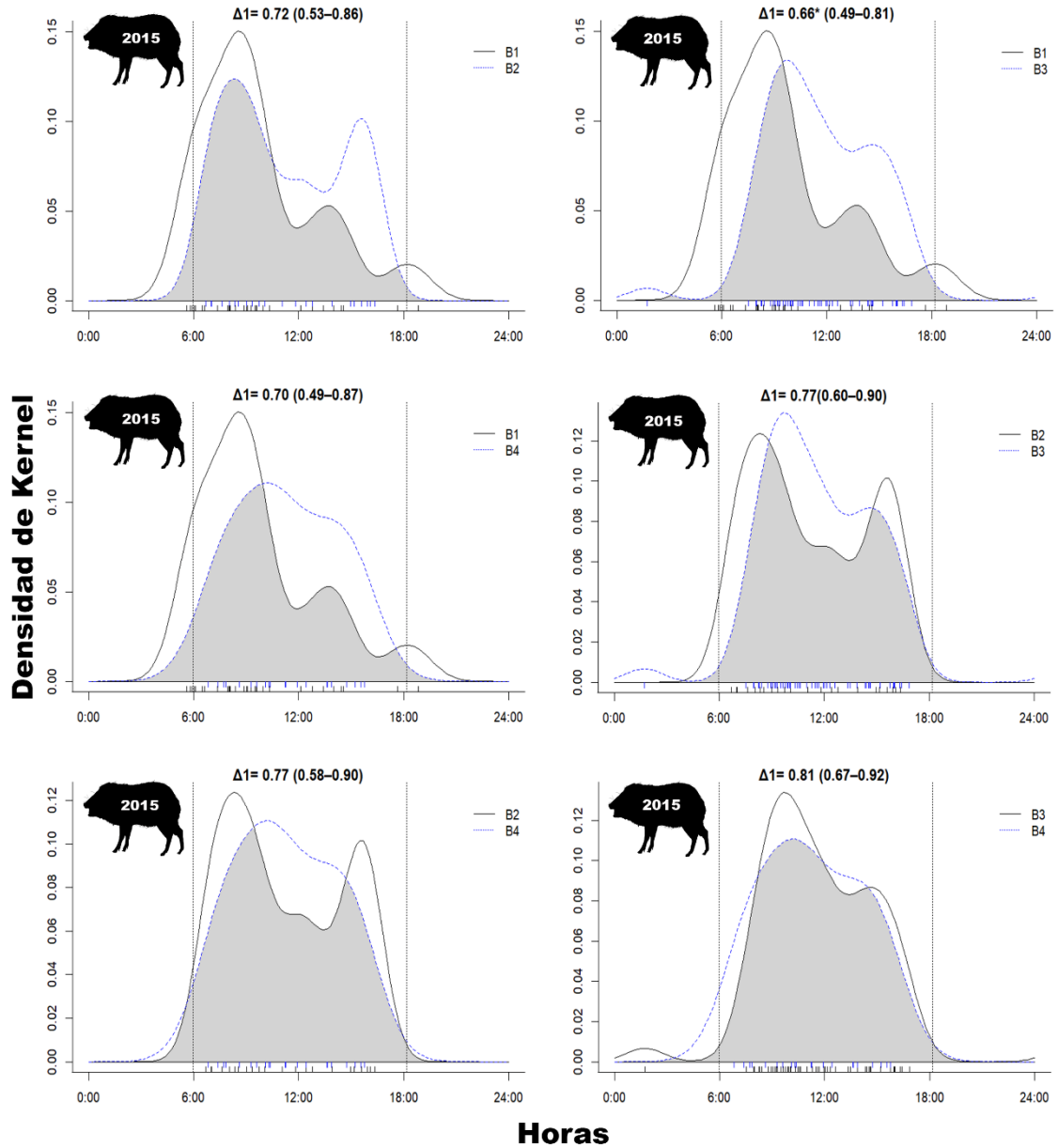


Figura 15. Solapamiento de la actividad del pecarí de collar *Dicotyles tajacu* en cuatro bloques de muestreo establecidos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní durante la campaña de foto-trampeo del año 2015. La silueta representa la especie de ungulado; el número dentro de la silueta representa la campaña de foto-trampeo; las líneas de color negro y azul representan los bloques de muestreo comparados; las líneas de color en la base de los gráficos representan la distribución de los registros y las líneas verticales el amanecer (06:10) y atardecer. (18:17). En la parte superior de cada gráfico se indica coeficiente de solapamiento y los Intervalos de confianza (IC 95 %), para cada caso de comparación. El * representa diferencias estadísticamente significativas.

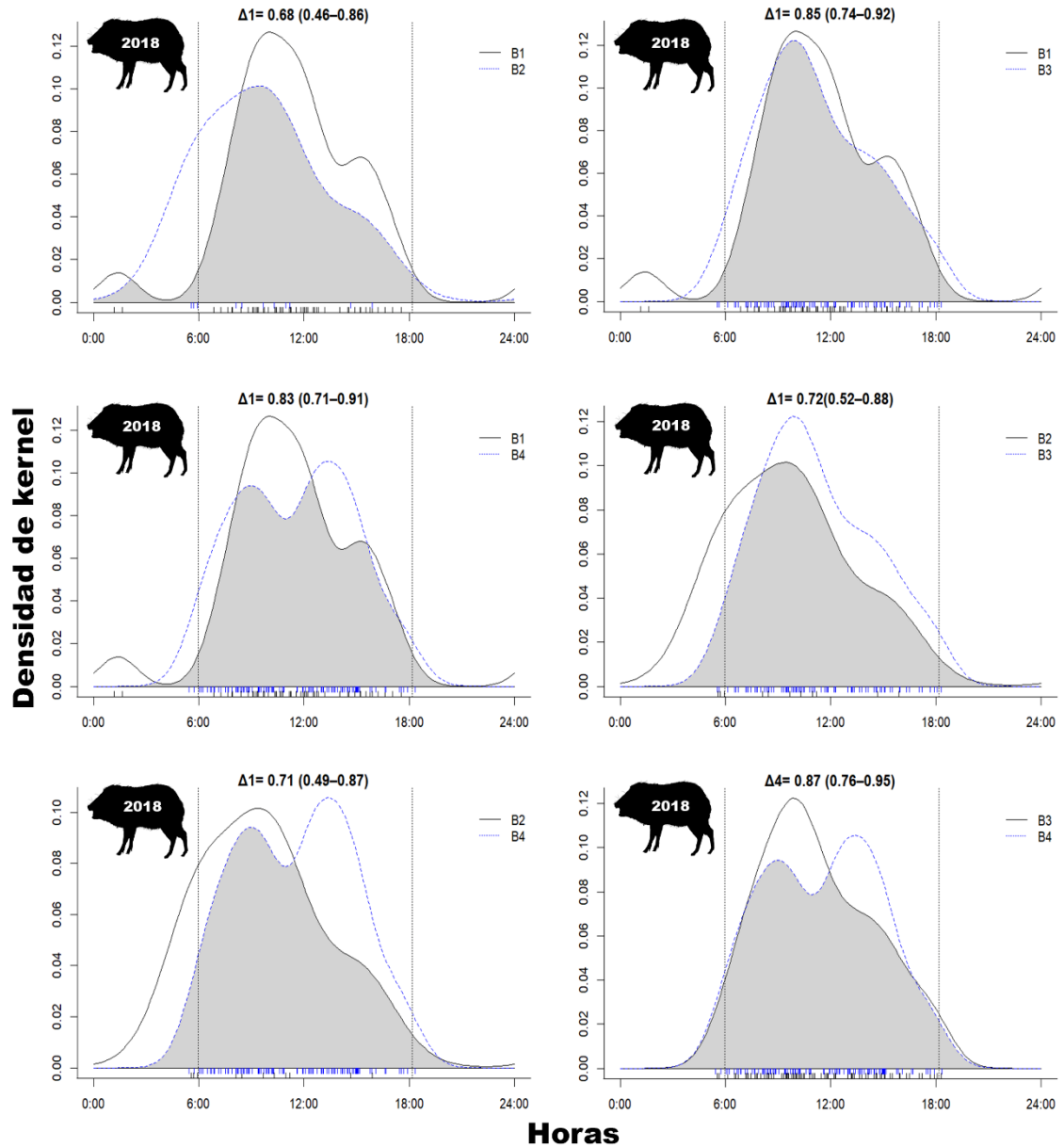


Figura 16. Solapamiento de la actividad del pecarí de collar *Dicotyles tajacu* en cuatro bloques de muestreo establecidos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní durante la campaña de foto-trampero del año 2018. La silueta representa la especie de ungulado; el número dentro de la silueta representa la campaña de foto-trampero; las líneas de color negro y azul representan los bloques de muestreo comparados; las líneas de color en la base de los gráficos representan la distribución de los registros y las líneas verticales el amanecer (06:10) y atardecer. (18:17). En la parte superior de cada gráfico se indica coeficiente de solapamiento y los Intervalos de confianza (IC 95 %), para cada caso de comparación. El * representa diferencias estadísticamente significativas.

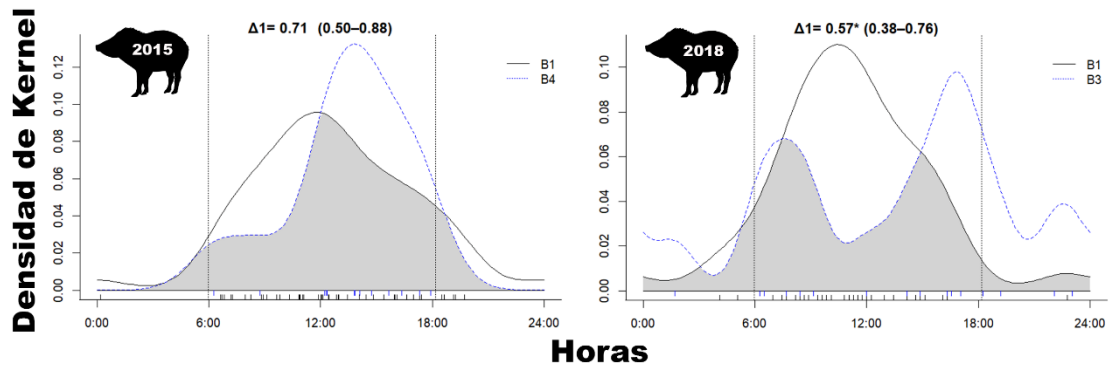


Figura 17. Solapamiento de la actividad del pecarí de labio blanco *Tayassu pecari* en cuatro bloques de muestreo establecidos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní durante dos campañas de foto-trampeo. La silueta representa la especie de ungulado; el número dentro de la silueta representa la campaña de foto-trampeo; las líneas de color negro y azul representan los bloques de muestreo comparados; las líneas de color en la base de los gráficos representan la distribución de los registros y las líneas verticales el amanecer (06:10) y atardecer. (18:17). En la parte superior de cada gráfico se indica coeficiente de solapamiento y los Intervalos de confianza (IC 95 %), para cada caso de comparación. El * representa diferencias estadísticamente significativas.

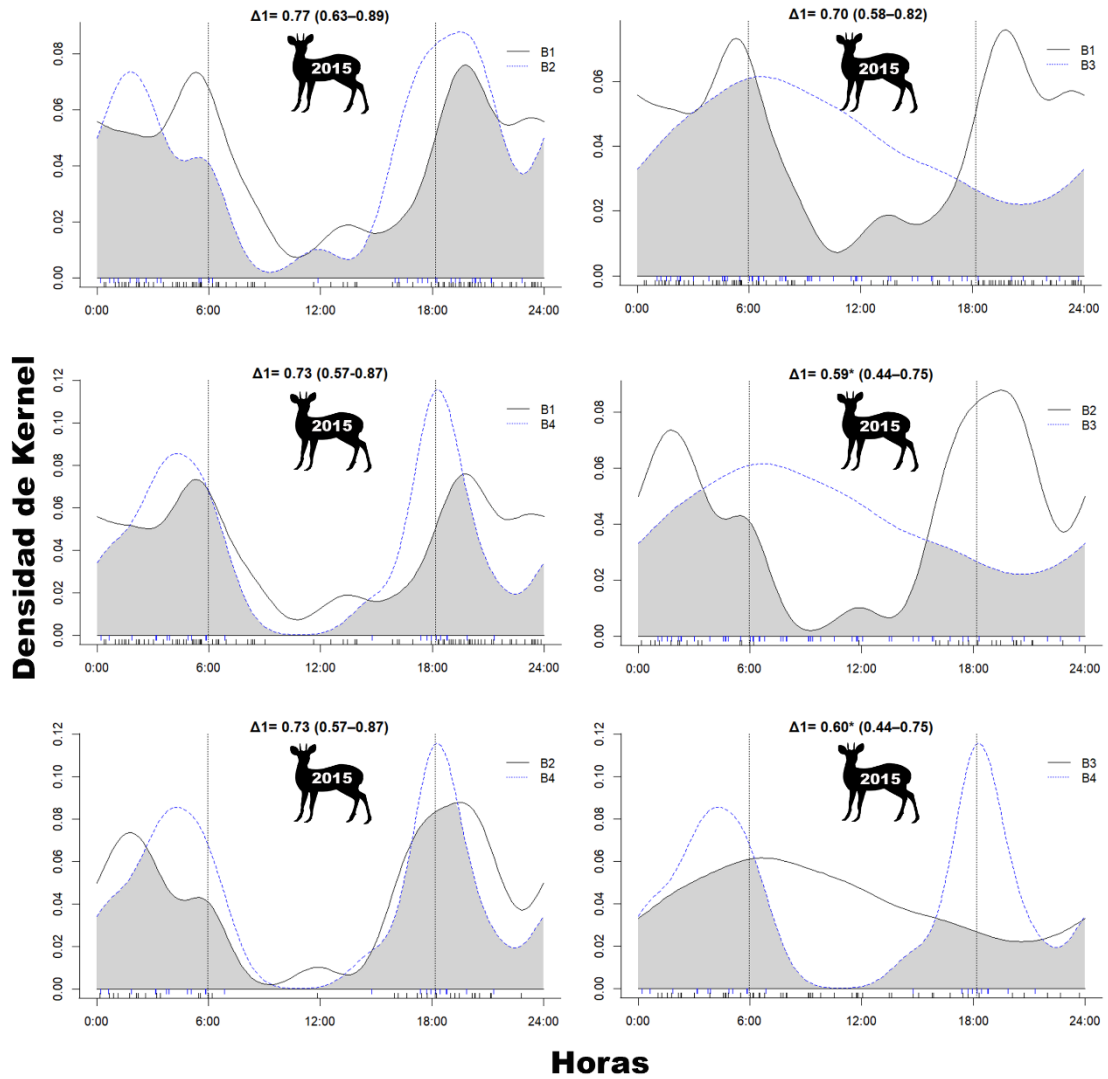


Figura 18. Solapamiento de la actividad de la corzuela roja americana *Mazama americana* en cuatro bloques de muestreo establecidos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní durante la campaña de foto-trampeo del año 2015. La silueta representa la especie de ungulado; el número dentro de la silueta representa la campaña de foto-trampeo; las líneas de color negro y azul representan los bloques de muestreo comparados; las líneas de color en la base de los gráficos representan la distribución de los registros y las líneas verticales el amanecer (06:10) y atardecer. (18:17). En la parte superior de cada gráfico se indica coeficiente de solapamiento y los Intervalos de confianza (IC 95 %), para cada caso de comparación. El * representa diferencias estadísticamente significativas.

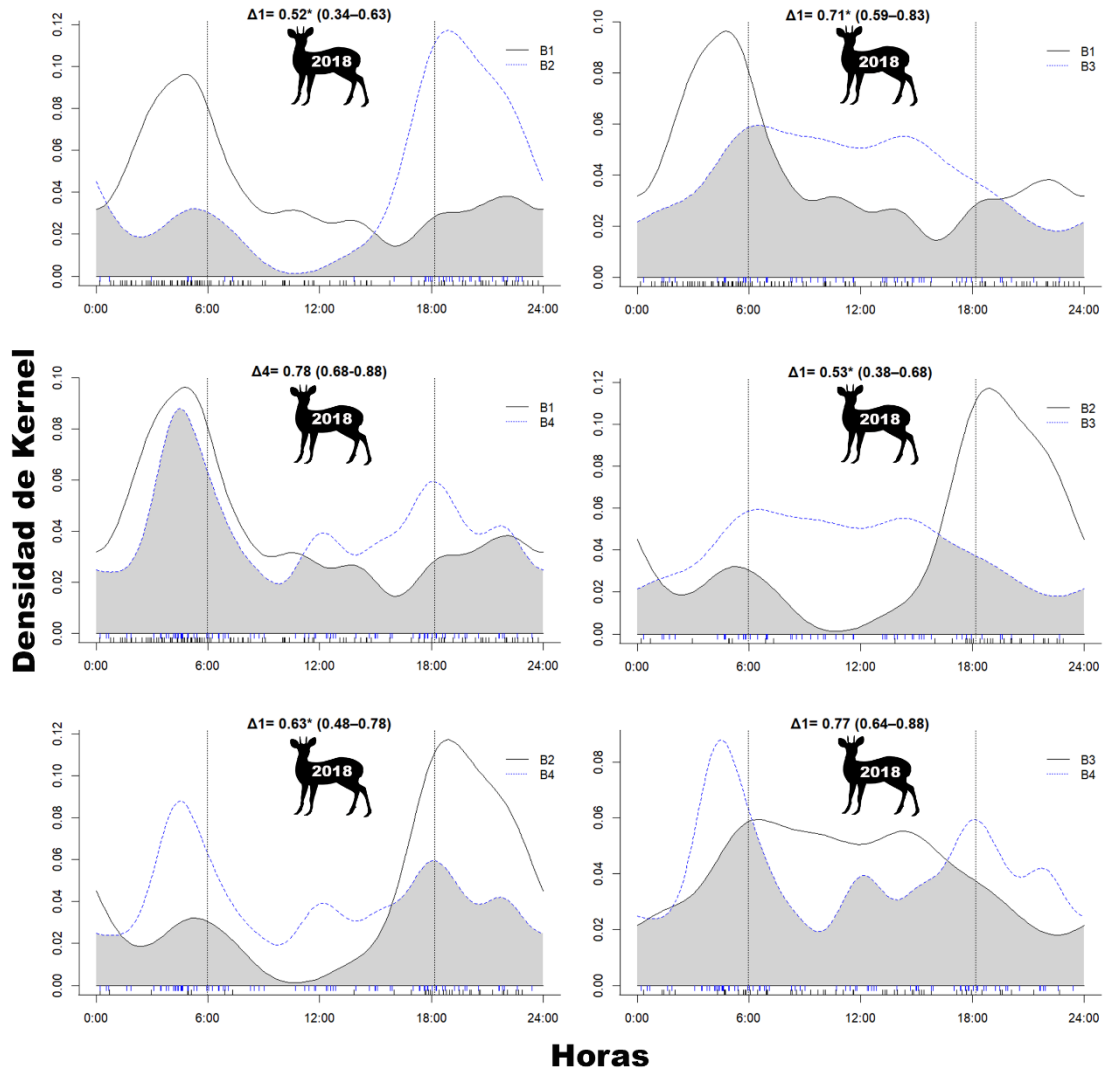


Figura 19. Solapamiento de la actividad de la corzuela roja americana *Mazama americana* en cuatro bloques de muestreo establecidos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní durante la campaña de foto-trampeo del año 2018. La silueta representa la especie de ungulado; el número dentro de la silueta representa la campaña de foto-trampeo; las líneas de color negro y azul representan los bloques de muestreo comparados; las líneas de color en la base de los gráficos representan la distribución de los registros y las líneas verticales el amanecer (06:10) y atardecer. (18:17). En la parte superior de cada gráfico se indica coeficiente de solapamiento y los Intervalos de confianza (IC 95 %), para cada caso de comparación. El * representa diferencias estadísticamente significativas.

10.TABLAS

Tabla 1. Caracterización de los bloques de muestreo establecidos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní.

Broque de muestreo	Localización	Grupo étnico	Sistema de manejo	Densidad Poblacional ^a	Intensidad de caza ^b	Duración del muestreo	
						M2015	M2018
Bloque 1 (B1)	Panque Nacional Yasuní	Kichwa Napo	Área protegida (Plan de manejo)	1.66 (0.03)	Baja	30/10/2015 – 15/12/2015	09/02/2018 – 02/04/2018
Bloque 2 (B2)	Asociación de Comunidades Indígenas de Arajuno / Villano	Kichwa Pastaza	NA	5.43 (4.93)	Alta	26/07/2015 – 20/09/2015	10/05/2018 – 25/06/2018
Bloque 3 (B3)	Reserva Étnica Waorani	Waorani	Socio Bosque (100% ETC)	0.38(0.001)	Media	31/01/20215 – 23/03/2016	24/08/2018 – 17/10/2018
Bloque 4 (B4)	Reserva Étnica Waorani	Waorani	Socio Bosque (< 30% ETC)	1.03 (1.01)	Alta	01/05/2016 – 10/06/2016	14/12/2018 – 31/01/2019

a, valores obtenidos de Center for International Earth Science Information Network - CIESIN - Columbia University, (2018). <https://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/gpw-v4-population-density-rev11/data-download>; b, la intensidad de caza de los bloques de muestreo fue definida con base a Ordoñez (2019). ETC, Estaciones de foto-trampeo.

Tabla 2. Hipótesis para la estimación de la probabilidad de ocupación (ψ) y detectabilidad (p) de cuatro especies de ungulados cinegéticos en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní, durante los años 2015 y 2018.

Variable	Modelo	Descripción	Hipótesis
^a Distancia a carreteras (dvias)	$logit(\psi_i) = \beta_{\sigma} + d_{vias_j}$	Distancia lineal en metros hacia la carretera más cercana	La ocupación de las cuatro especies de ungulados silvestres aumenta en sitios alejados de las carreteras.
^a Distancia a centros poblados (dpoblados)	$logit(\psi_i) = \beta_{\sigma} + d_{poblados_j}$	Distancia lineal en metros hacia la comunidad más cercana	La ocupación de las cuatro especies de ungulados silvestres aumenta en sitios alejados de los centros poblados.
^a Distancia a ríos navegables (drios)	$logit(\psi_i) = \beta_{\sigma} + d_{rios_j}$	Distancia lineal en metros hacia el río navegable más cercana	La ocupación de las cuatro especies de ungulados silvestres aumenta en sitios alejados de los ríos navegables
^b Densidad poblacional (denpob)	$logit(\psi_i) = \beta_{\sigma} + denpob_j$	Estimaciones de la densidad de población humana (número de personas por km ²)	La ocupación de las cuatro especies de ungulados silvestres aumenta en sitios con baja densidad poblacional
^c Esfuerzo de muestreo (Esf)	$logit(z_i, p) = \alpha_{\sigma} + EsfK_j$	Días efectivos de muestreo de las trampas fotográficas instaladas en cada estación de foto-trampeo	La detección de las cuatro especies de ungulados silvestres aumenta a mayor esfuerzo de muestreo de las cámaras fotográfica instalada en las estaciones de foto-trampeo
^a Distancia a fuentes de agua	$logit(z_i, p) = \alpha_{\sigma} + d_{agua_j}$	Distancia lineal (km) hacia la fuente de agua más cercana.	La detección de las cuatro especies de ungulados silvestres aumenta en sitios cercanos a fuentes de agua
^d Altura del dosel (adosel)	$logit(z_i, p) = \alpha_{\sigma} + adosel_j$	Altura del dosel a una resolución de píxel de 30 x 30 m	La detección de las cuatro especies de ungulados silvestres aumenta en sitios que presentan una altura de dosel > a 30 m
^e Bloque de muestreo(bloque)	$logit(z_i, p) = \alpha_{\sigma} + bloqueK_j$	Boques de muestreo por campaña de muestreo. Se definieron cuatro bloques de muestreo de acuerdo con la intensidad de caza: B1 = intensidad baja de caza B2 = intensidad alta de caza B3 = intensidad media de caza B4 = intensidad alta de caza	La detección de las cuatro especies de ungulados silvestres es mayor en sitios con baja y media intensidad de caza

J, bloques de muestreo; i, especies; K, campaña de foto-trampeo; a, valores obtenidos de capas vectoriales Instituto Geográfico Militar, (2013), <https://www.geoportaligm.gob.ec/portal/index.php/cartografia-de-libre-acceso-escala-50k/>; b, valores obtenidos de Center for International Earth Science Information Network - CIESIN - Columbia University, (2018), <https://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/gpw-v4-population-density-rev11/data-download/>; c, valores obtenidos de los metadatos de las trampas fotográficas Reconyx HC550; d, valores obtenidos de Potapov et al., (2020). <https://glad.umd.edu/dataset/gedi/>; e, la intensidad de caza de los bloques de muestreo fue definida con base a Ordoñez (2019).

Tabla 3. Índices de abundancia relativa estimados para cuatro especies de undulados durante dos campañas de foto-trampero realizadas en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní.

Especie	Campaña	Bloque	Número ETC	Esfuerzo	EI	IAR/IC 95%
<i>Tapirus terrestris</i>	M2015	B1	30	948	51	5.39 ± 3.39*
		B2	28	1223	22	1.79 ± 1.21
		B3	29	1123	36	3.22 ± 1.42
		B4	28	784	10	1.20 ± 0.70*
			115	4078	119	2.94 ± 1.04
	M2018	B1	25	927	63	7.03 ± 3.96*
		B2	30	909	6	0.58 ± 0.79*
		B3	30	1142	47	4.02 ± 2.70
		B4	30	1405	30	3.16 ± 2.60
			115	4383	146	3.55 ± 1.36
<i>Dicotyles tajacu</i>	M2015	B1	30	948	26	2.79 ± 1.01
		B2	28	1223	21	1.75 ± 0.77*
		B3	29	1123	52	4.54 ± 1.39*
		B4	28	784	21	3.08 ± 1.65
			115	4078	120	3.05 ± 0.64
	M2018	B1	25	927	52	5.58 ± 1.90*
		B2	30	909	10	1.03 ± 0.78*
		B3	30	1142	87	7.86 ± 3.22*
		B4	30	1405	105	7.61 ± 2.16*
			115	4383	254	5.52 ± 1.21
<i>Tayassu pecari</i>	M2015	B1	30	948	43	4.56 ± 2.14*
		B2	28	1223	3	0.24 ± 0.26*
		B3	29	1123	6	0.55 ± 0.48*
		B4	28	784	10	1.20 ± 0.69*
			115	4078	62	1.68 ± 0.67
	M2018	B1	25	927	32	3.48 ± 3.70
		B2	30	909	2	0.19 ± 0.37
		B3	30	1142	16	1.47 ± 1.01
		B4	30	1405	8	0.54 ± 0.37
			115	4383	58	1.33 ± 0.87
<i>Mazama americana</i>	M2015	B1	30	948	73	7.57 ± 5.15
		B2	28	1223	33	2.71 ± 1.45
		B3	29	1123	45	3.95 ± 1.79
		B4	28	784	23	3.22 ± 1.38
			115	4078	174	4.41 ± 1.52
	M2018	B1	25	927	86	7.03 ± 5.77*
		B2	30	909	36	0.58 ± 1.60*
		B3	30	1142	55	4.02 ± 1.82
		B4	30	1405	82	3.16 ± 1.93
			115	4383	259	5.85 ± 1.52

ETC, Estaciones de foto-trampero; EI, Eventos independientes; IAR, Índice de abundancia relativa; IC 95 %, Intervalos de confianza al 95 %.

Tabla 4. Probabilidad de ocupación (Ψ) y detectabilidad (p) estimada para cuatro especies de ungulados durante dos campañas de foto-trampeo realizadas en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní

Especie	Campaña de foto-trampeo	Probabilidad de ocupación (Ψ)			Detectabilidad (p)		
		Estimado	EE	IC 95 %	Estimado	EE	IC 95 %
<i>Tapirus terrestris</i>	M2015	0.66	0.10	0.46 - 0.82	0.32	0.05	0.23 - 0.43
<i>Dicotyles tajacu</i>		0.72	0.07	0.55 - 0.84	0.40	0.05	0.31 - 0.49
<i>Tayassu pecari</i>		0.39	0.08	0.25 - 0.54	0.34	0.07	0.22 - 0.48
<i>Mazama americana</i>		0.78	0.07	0.61 - 0.89	0.42	0.04	0.33 - 0.50
<i>Tapirus terrestris</i>	M2018	0.55	0.06	0.42 - 0.67	0.34	0.04	0.27 - 0.42
<i>Dicotyles tajacu</i>		0.69	0.05	0.58 - 0.78	0.44	0.03	0.38 - 0.50
<i>Tayassu pecari</i>		0.53	0.15	0.25 - 0.79	0.19	0.06	0.10 - 0.34
<i>Mazama americana</i>		0.77	0.05	0.66 - 0.86	0.43	0.03	0.38 - 0.49

EE, Error estándar; IC 95 %, Intervalos de confianza al 95 %.

Tabla 5. Modelos de ocupación desarrollados para cuatro especies de ungulados durante dos campañas de foto-trampeo realizadas en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní

Especie	Campaña de foto-trampeo	Modelos	K	AICc	Delta_AICc	AICcWt	Cum.Wt	Ψ (Estimado)	EE	p (Estimado)	EE	\hat{c}	
<i>Tapirus terrestris</i>	M2015	Ψ (dpoblados), p (bloque)	6	335.7	0	0.97	0.97	0.76	0.10	0.37	0.07	0.99	
		Ψ (.), p (bloque)	5	344.9	9.19	0.01	0.98	0.70	0.09	0.38	0.07	1.00	
		Ψ (drios), p (bloque)	6	345	9.32	0.01	0.99	0.70	0.09	0.36	0.07	1.00	
		Ψ (dvias), p (bloque)	6	346.7	11.01	0	1	0.72	0.11	0.36	0.08	1.01	
		Ψ (denpob), p (bloque)	6	347.1	11.41	0	1	0.69	0.09	0.36	0.07	1.00	
		Ψ (.), p (.)	2	349.1	13.4	0	1	0.66	0.09	0.32	0.05	1.00	
	M2018	Ψ (.), p (bloque)	5	363.2	0	0.4	0.4	0.67	0.07	0.57	0.08	0.99	
		Ψ (denpob), p (bloque)	6	364.8	1.54	0.19	0.59	0.67	0.07	0.57	0.08	1.02	
		Ψ (drios), p (bloque)	6	365.3	2.13	0.14	0.73	0.67	0.07	0.57	0.08	0.99	
		Ψ (dpoblados), p (bloque)	6	365.4	2.15	0.14	0.86	0.64	0.07	0.57	0.08	0.99	
		Ψ (dvias), p (bloque)	6	365.4	2.16	0.14	1	0.68	0.07	0.56	0.08	0.99	
		Ψ (.), p (.)	2	375	11.81	0	1	0.54	0.07	0.43	0.04	1.00	
	<i>Dicotyles tajacu</i>	M2015	Ψ (.), p (.)	2	398.6	0	0.31	0.31	0.72	0.07	0.40	0.04	0.99
			Ψ (drios), p (.)	3	399.3	0.67	0.23	0.54	0.71	0.07	0.40	0.04	0.99
Ψ (denpob), p (.)			3	399.4	0.79	0.21	0.75	0.73	0.07	0.38	0.04	0.97	
Ψ (dvias), p (.)			3	400.4	1.74	0.13	0.88	0.71	0.07	0.39	0.04	0.97	
Ψ (dpoblados), p (.)			3	400.6	1.99	0.12	1	0.72	0.07	0.40	0.04	0.99	
M2018		Ψ (.), p (bloque)	5	796.1	0	0.35	0.35	0.80	0.04	0.29	0.04	0.99	
		Ψ (denpob), p (bloque)	6	796.8	0.69	0.25	0.6	0.90	0.10	0.29	0.04	0.99	
		Ψ (drios), p (bloque)	6	797.8	1.74	0.15	0.75	0.80	0.05	0.29	0.04	0.98	
		Ψ (dvias), p (bloque)	6	798	1.94	0.13	0.88	0.81	0.05	0.28	0.04	0.99	
		Ψ (dpoblados), p (bloque)	6	798.2	2.13	0.12	1	0.80	0.05	0.29	0.04	0.98	
Ψ (.), p (.)	2	823.7	27.65	0	1	0.67	0.05	0.28	0.00	1.01			

(Tabla 4, continuación)

Especie	Campaña de foto-trampeo	Modelos	K	AICc	Delta_AICc	AICcWt	Cum.Wt	Ψ (Estimado)	EE	p (Estimado)	EE	\hat{c}
<i>Tayassu pecari</i>	M2015	$\Psi(\cdot)$, p(bloque)	5	266.5	0	0.35	0.35	0.63	0.11	0.48	0.09	1.01
		$\Psi(\text{drios})$, p(bloque)	6	267.1	0.55	0.27	0.62	0.62	0.13	0.48	0.09	1.01
		$\Psi(\text{dpoblados})$, p(bloque)	6	268.3	1.74	0.15	0.76	0.62	0.11	0.48	0.09	1.02
		$\Psi(\text{denpob})$, p(bloque)	6	268.6	2.08	0.12	0.89	0.64	0.12	0.48	0.09	1.01
		$\Psi(\text{dvias})$, p(bloque)	6	268.8	2.23	0.11	1	0.62	0.15	0.48	0.09	1.03
		$\Psi(\cdot)$, p(\cdot)	2	288.4	21.86	0	1	0.39	0.07	0.34	0.06	1.00
	M2018	$\Psi(\cdot)$, p(bloque)	5	227.1	0	0.36	0.36	0.73	0.20	0.30	0.09	1.00
		$\Psi(\text{drios})$, p(bloque)	6	228.3	1.19	0.2	0.56	0.78	0.22	0.31	0.10	1.03
		$\Psi(\text{dvias})$, p(bloque)	6	228.4	1.32	0.19	0.75	0.79	0.23	0.21	0.04	1.02
		$\Psi(\text{denpob})$, p(bloque)	6	229.2	2.12	0.13	0.88	0.74	0.20	0.28	0.09	1.01
		$\Psi(\text{dpoblados})$, p(bloque)	6	229.3	2.19	0.12	1	0.73	0.20	0.28	0.09	1.02
		$\Psi(\cdot)$, p(\cdot)	2	239.9	12.87	0	1	0.53	0.15	0.19	0.03	1.00
<i>Mazama americana</i>	M2015	$\Psi(\cdot)$, p(bloque)	5	541.5	0	0.3	0.3	0.78	0.06	0.45	0.05	1.00
		$\Psi(\text{denpob})$, p(bloque)	6	542	0.59	0.22	0.52	0.87	0.11	0.44	0.05	1.01
		$\Psi(\cdot)$, p(\cdot)	2	543.1	1.6	0.13	0.65	0.74	0.06	0.35	0.03	1.02
		$\Psi(\text{dpoblados})$, p(bloque)	6	543.1	1.67	0.13	0.78	0.79	0.06	0.46	0.05	0.99
		$\Psi(\text{dvias})$, p(bloque)	6	543.2	1.74	0.12	0.9	0.78	0.06	0.44	0.05	1.03
		$\Psi(\text{drios})$, p(bloque)	6	543.7	2.23	0.1	1	0.77	0.06	0.45	0.05	1.01
	M2018	$\Psi(\text{denpob})$, p(\cdot)	3	611.2	0	0.42	0.42	0.77	0.05	0.43	0.03	1.00
		$\Psi(\cdot)$, p(\cdot)	2	612.3	1.07	0.25	0.67	0.76	0.05	0.43	0.03	0.99
		$\Psi(\text{drios})$, p(\cdot)	3	613.2	1.99	0.15	0.82	0.78	0.05	0.43	0.03	0.99
		$\Psi(\text{dvias})$, p(\cdot)	3	614.2	3.01	0.09	0.91	0.77	0.05	0.43	0.03	1.01
		$\Psi(\text{dpoblados})$, p(\cdot)	3	614.4	3.17	0.09	1	0.77	0.05	0.43	0.03	1.00

$\Psi(\cdot)$, modelo con probabilidad de ocupación constante; p(\cdot), modelo con probabilidad de detección constante; K, número de parámetros; AICc, Criterio de Información Akaike para muestras pequeñas; Delta_AICc, Diferencia en los valores de AIC; AICcWt, Suma de los pesos de AICc; Cum.Wt, Suma acumulativa de los pesos de AICc; EE, Error estándar; \hat{c} = Factor de dispersión (o inflación de la varianza).

Tabla 6. Patrones y nivel de actividad diaria de cuatro especies de ungulados durante dos campañas de foto-trampero realizadas en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní

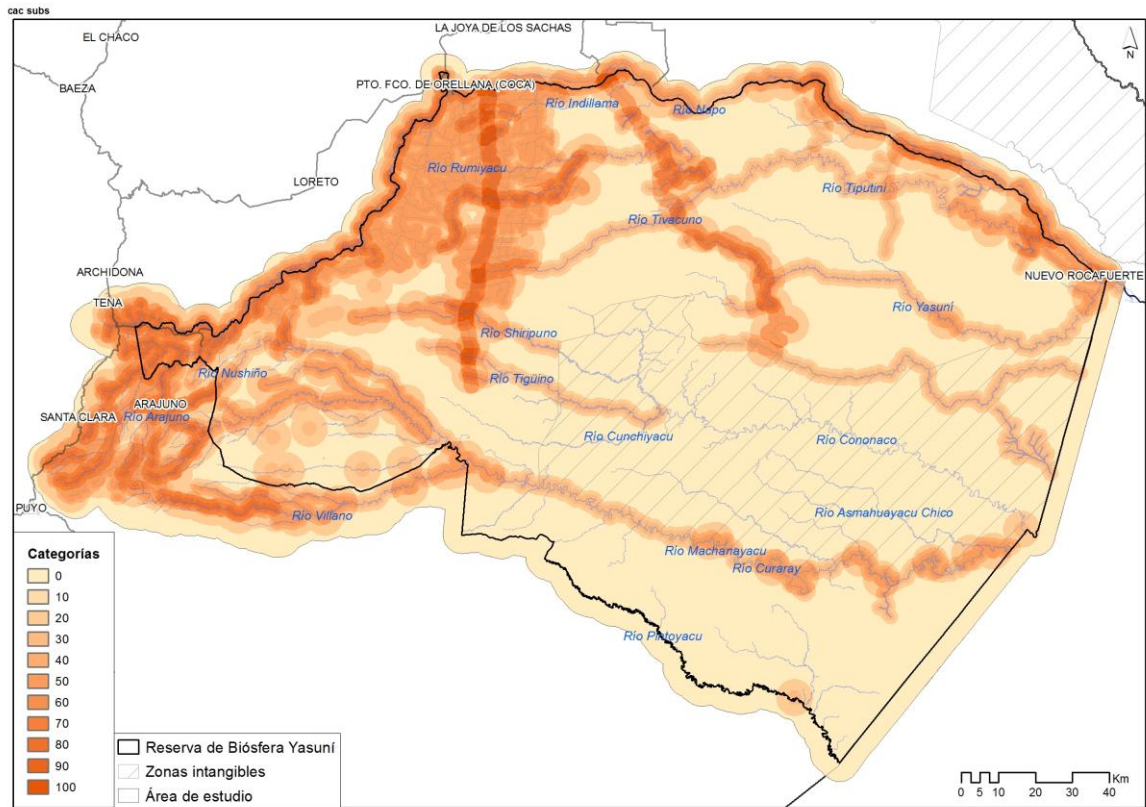
Especie	Campaña de foto-trampero	Bloque de muestreo	Eventos independientes				Patrón de actividad	Nivel de actividad (radianes)	EE	IC 95%
			Diurno	Nocturno	Caternal	Total				
<i>Tapirus terrestris</i>	M2015	B1	2	50	8	60	Nocturno	0.34	0.06	0.23-0.45
		B2	6	16	1	23	Nocturno	0.42	0.07	0.23-0.49
		B3	4	31	5	40	Nocturno	0.35	0.08	0.21-0.51
		B4	1	9	0	10	-	-	-	-
	M2018	B1	5	58	5	68	Nocturno	0.42	0.05	0.30-0.48
		B2	1	5	0	6	-	-	-	-
		B3	2	41	9	52	Nocturno	0.43	0.06	0.27-0.49
		B4	2	27	1	30	Nocturno	0.44	0.06	0.25-0.49
<i>Dicotyles tajacu</i>	M2015	B1	22	0	9	31	Diurno	0.28	0.05	0.17-0.38
		B2	19	0	3	22	Diurno	0.34	0.06	0.17-0.40
		B3	55	1	0	56	Diurno	0.31	0.04	0.22-0.38
		B4	20	0	1	21	Diurno	0.38	0.05	0.22-0.40
	M2018	B1	50	2	1	53	Diurno	0.33	0.04	0.22-0.39
		B2	8	0	3	11	Diurno	0.41	0.08	0.17-0.47
		B3	78	0	12	90	Diurno	0.34	0.04	0.25-0.42
		B4	91	0	14	105	Diurno	0.39	0.03	0.30-0.43

(Tabla 6, continuación)

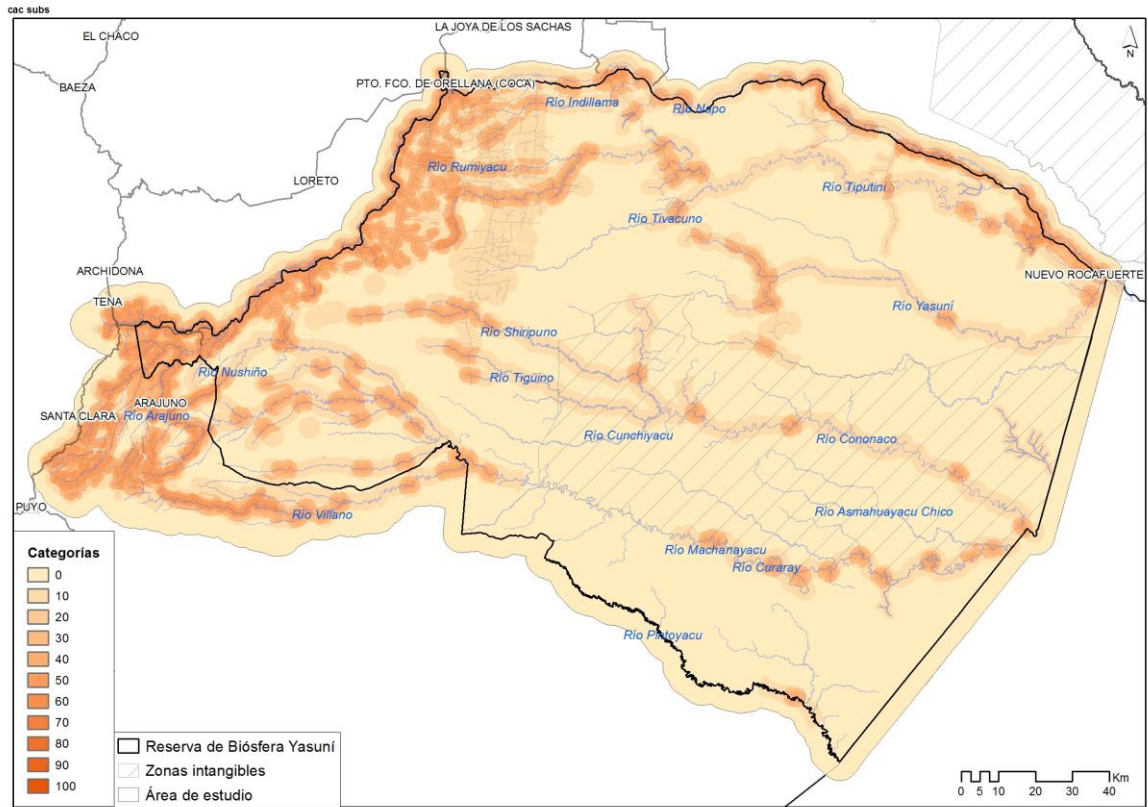
Especie	Campaña de foto-trampeo	Bloque de muestreo	Eventos independientes				Patrón de actividad	Nivel de actividad (radianes)	EE	IC 95%
			Diurno	Nocturno	Caternal	Total				
<i>Tayassu pecari</i>	M2015	B1	39	3	8	50	Diurno	0.43	0.06	0.29-0.52
		B2	2	0	1	3	-	-	-	-
		B3	5	0	1	6	-	-	-	-
		B4	10	0	3	13	Diurno	0.31	0.08	0.15-0.45
	M2018	B1	29	3	1	33	Diurno	0.38	0.06	0.24-0.46
		B2	0	0	2	2	-	-	-	-
		B3	10	3	4	17	Caternal	0.43	0.10	0.20-0.59
		B4	6	0	2	8	-	-	-	-
<i>Mazama americana</i>	M2015	B1	16	54	25	95	Caternal	0.55	0.07	0.35-0.63
		B2	3	19	11	33	Caternal	0.47	0.07	0.27-0.56
		B3	23	18	10	51	Caternal	0.68	0.09	0.40-0.73
		B4	1	10	12	23	Caternal	0.36	0.08	0.17-0.50
	M2018	B1	31	60	23	114	Caternal	0.43	0.06	0.32-0.55
		B2	4	20	12	36	Caternal	0.36	0.06	0.22-0.46
		B3	26	14	13	53	Caternal	0.70	0.10	0.39-0.76
		B4	23	37	23	83	Caternal	0.47	0.09	0.31-0.67

EE, Error estándar; IC 95 %, Intervalos de confianza al 95 %.

11. ANEXOS



Anexo 1. Intensidad de la caza de comercial en la Reserva de Biósfera Yasuni Fuente: Ordoñez (2019).



Anexo 2. Intensidad de la caza de subsistencia en la Reserva de Biósfera Yasuní Fuente: Ordoñez (2019).

Anexo 3. Especies de aves y mamíferos registradas mediante foto-trampeo durante dos campañas de foto-trampero realizadas en la sección occidental de la Reserva de Biósfera Yasuní

N	Clase/Orden/Familia/ Nombre binomial	Nombre común	M2015	M2018	Estado de conservación^{ab}
Aves					
Tinamiformes					
Tinamidae					
1	<i>Crypturellus variegatus</i>	Tinamú abigarrado	X	X	LC
2	<i>Tinamus major</i>	Tinamú grande	X	X	NT
3	<i>Tinamus guttatus</i>	Tinamú de garganta blanca	X		LC
Galliformes					
Cracidae					
4	<i>Mitu salvini</i>	Pavón de Salvin	X	X	NT
5	<i>Nothocrax urumutum</i>	Pavón nocturno	X	X	LC
6	<i>Penelope jacquacu</i>	Pava de Spix	X	X	LC
7	<i>Pipile cumanensis</i>	Pava negra	X	X	LC
Pelecaniformes					
Ardeide					
8	<i>Tigrisoma lineatum</i>	Garza tigre rufescente		X	LC
Accipitriformes					
Accipitridae					
9	<i>Buteogallus urubitinga</i>	Halcón negro grande		X	LC
10	<i>Morphnus guianensis</i>	Águila crestada		X	VU
Psophiidae					
11	<i>Psophia crepitans</i>	Trompetero aligrís	X	X	NT
12	<i>Aramus guarauna</i>	Carrao	X		LC
Pisiforme					
Ramphastidae					
13	<i>Ramphastos sp</i>	Tucán		X	
Columbiformes					
Columbidae					
14	<i>Geotrygon montana</i>	Paloma perdiz goliblanca	X	X	LC
15	<i>Leptotila rufaxilla</i>	Paloma de frente gris	X	X	
Mammalia					
Didelphimorphia					
Didelphidae					
16	<i>Didelphis marsupialis</i>	Zarigüeya común de orejas negras		X	LC
17	<i>Philander andersoni</i>	Zarigüeya de cuatro ojos de Anderson		X	LC
18	<i>Metachirus sp</i>	Zarigüeya		X	

(Anexo 3, continuación)

N	Clase/Orden/Familia/ Nombre binomial	Nombre común	M2015	M2018	Estado de conservación ^{ab}
	Cingulata				
	Chlamyphoridae				
19	<i>Priodontes maximus</i>	Armadillo gigante	X	X	VU
	Dasypodidae				
20	<i>Dasypus novemcinctus</i>	Armadillo de nueve bandas	X	X	LC
21	<i>Dasypus</i> sp	Armadillo	X	X	
	Pilosa				
	Myrmecophagidae				
22	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Oso hormiguero gigante	X	X	VU
23	<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamandúa sureño		X	LC
	Primates				
24	<i>Cebus yuracus</i>	Capuchino blanco del Marañón	X	X	VU
25	<i>Saimiri macrodon</i>	Mono ardilla ecuatoriano	X	X	VU
	Rodentia				
	Sciuridae				
26	<i>Hadroskiurus</i> sp.	Ardilla roja		X	
27	<i>Microsciurus flaviventer</i>	Ardilla enana amazónica		X	LC
	Erethizontidae				
28	<i>Coendou</i> sp	Puerco espín	X	X	
	Echimyidae				
29	<i>Proechimys</i> sp.			X	
	Cuniculidae				
30	<i>Cuniculus paca</i>	Paca de tierras bajas	X	X	NT
	Dasyproctidae				
31	<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	Agutí negro	X	X	LC
32	<i>Myoprocta pratti</i>	Agutí verde	X	X	LC
	Carnivora				
	Felidae				
33	<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	Yaguarundi	X	X	NT
34	<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote	X	X	NT
35	<i>Leopardus wiedii</i>	Margay		X	NT
36	<i>Leopardus</i> sp	Tigrillo		X	
37	<i>Puma concolor</i>	Puma	X	X	EN
38	<i>Panthera onca</i>	Jaguar	X	X	EN

(Anexo 3, continuación)

Clase/Orden/Familia/ Nombre binomial	Nombre común	M2015	M2018	Estado de conservación ^{ab}
Canidae				
39 <i>Atelocynus microtis</i>	Zorro de orejas cortas	X	X	VU
40 <i>Cerdocyon thous</i>	Zorro cangrejero		X	DD
41 <i>Speothos venaticus</i>	Zorro vinagre	X	X	VU
Mustelidae				
42 <i>Eira barbara</i>	Taira	X	X	LC
43 <i>Galictis vittata</i>	Grisón mayor		X	DD
Procyonidae				
44 <i>Nasua nasua</i>	Coatí sudamericano	X	X	NT
45 <i>Procyon cancrivorus</i>	Mapache cangrejero	X	X	LC
Perissodactyla				
Tapiridae				
46 <i>Tapirus terrestris</i>	Tapir amazónico	X	X	EN
Artidactyla				
Tayassuidae				
47 <i>Dicotyles tajacu</i>	Pecarí de collar	X	X	NT
48 <i>Tayassu pecari</i>	Pecarí de labio blanco	X	X	EN
Cervidae				
49 <i>Mazama americana</i>	Corzuela roja americana	X	X	NT
50 <i>Passalites nemorivagus</i>	Corzuela marrón amazónica	X	X	NT

a, Estado de conservación para las especies de aves establecido con base a Freile et al. (2019; b, Estado de conservación para las especies de mamíferos establecido con base a Tirira (2021).