

UNIVERSIDAD DE COSTA RICA
SISTEMA DE ESTUDIOS DE POSGRADO

FACTORES DE PAISAJE Y DE MANEJO LIGADOS A LA CONSERVACIÓN DE
MAMÍFEROS TERRESTRES DENTRO DE LA
RESERVA FORESTAL GOLFO DULCE, COSTA RICA

Tesis sometida a la consideración de la Comisión del Programa de Estudios de Posgrado en
Biología para optar al grado y título de Maestría Académica en Biología

RAQUEL BONE GUZMÁN

Ciudad Universitaria Rodrigo Facio, Costa Rica

2022

Dedicatoria

A los majestuosos y resilientes bosques de la Península de Osa,
a los amados mamíferos terrestres que allí siguen existiendo,
y a todas las personas locales que luchan día a día por proteger la vida silvestre.

A mi linaje materno
(mamá Alba, tías Dunia y María, abuela Raquel, bisabuela Digna y tatarabuela Dolores),
por los sueños que alguna vez tuvieron y que no pudieron cumplir.

Agradecimientos

A mi madre Alba Guzmán, porque sin su valioso apoyo durante todos estos años, no habría logrado terminar esta tesis.

A mi profesor tutor Eduardo Chacón, por su guía e invaluable ayuda en cada etapa de este largo proceso, desde que era sólo una idea ambiciosa y un poco descabellada, hasta el final con el análisis de datos, gracias por aceptar ser mi tutor y creer que podíamos lograrlo. A mi lector Jorge Lobo, por su apoyo en el difícil comienzo de la tesis, y durante los muestreos, gracias por las complejas manejadas y caminadas en las profundidades de Osa. A mi lector Guido Saborío, por ser la persona que me dio a conocer la existencia, y me sugirió trabajar en la Reserva Forestal Golfo Dulce, así como su apoyo con los trámites y préstamo de equipo del SINAC.

A Lucía Valverde y el Fondo de Biodiversidad Sostenible, mis primeros colaboradores, gracias por darme la oportunidad de trabajar en las fincas y conocer a los finqueros que apoyan, así como el préstamo de equipo. A Reinaldo Aguilar, investigador independiente, por su ayuda en manejadas y caminatas en el bosque, por compartir su conocimiento e importantes contactos de propietarios conmigo. A Juan Diego Araya y Hellen Solís, profesores de la Sede del Sur de la Universidad de Costa Rica, por su enorme apoyo humano y logístico en los complejos muestreos, además, a Juan Diego por su ayuda en la obtención de equipo y a Hellen y Georgina Morera, directora de la Sede del Sur, por ayudarme a recoger las últimas cámaras en plena pandemia. A Arellys Bianco y personal de seguridad del Laboratorio Osa-Golfito de la Universidad de Costa Rica, mi centro de operaciones y hospedaje durante el periodo de muestreo.

Un especial agradecimiento a mis estimadas y estimados propietarios y cuidadores de fincas que abrieron las puertas de sus casas (y que muchas veces nos brindaron un café o almuerzo), que compartieron su valioso conocimiento con nosotros, por su tiempo y las largas caminadas en sus propiedades y su ayuda en la colocación de las cámaras. Gracias por aceptar ser parte de este proyecto: Alcides Parajeles y familia, Edier Sánchez y Heizel Herrera, Eduardo

Sánchez y familia, Jose Tobías Sibaja y Mary Hidalgo e hijo, Paulino y Roy Steller, Juan Blanco, Ghislain y Claudine Doornaert (Finca Purimas), Juana Jiménez y Enrique Cambronero, Junior Alpizar, Víctor Galagarza, Gerald Keith y familia, Gerardo Cerdas, Desiderio Soto y familia, Eduardo Castro y familia (Ecoturístico La Tarde), Gustavo, Misael y Lila López, y Lorena Berrocal (Albergue La Laguna), Ramón Steller e hijo, Reinaldo Aguilar (Charcos de Osa), Ileana Rodríguez, Jennifer Rivera y Régulo Pérez (Refugio Mixto Punta Rio Claro), Mayra Salazar y familia (Corcovado Zip Line), Joshua y Ashley Crowe, y Omar Castillo (Finca MICES), Trino Bellanero (Bijagual), Evaristo Bellanero (Laguna Silvestre), Sandra González y Douglas Valverde, Erlin Chaves y Betzaida Villalobos, Roy Jiménez y familia, Efraín e Isaac Gutiérrez, Liz Jones y Abraham Gallo (Bosque Rio Tigre), Rebeca Quirós y familia (Estación Biológica Tamandua), Felipe Polanco (Leona Lodge), Javier Espinach y Carlos Rodríguez (La Cotinga), Jhonson Villalobos (Madreselva), Enrique Obando, Mike Bigler (Hostel Corcovado Backpackers), Geovani Solís, Mario Urpí y Rolando “Gato” Pérez, Marcos Mesén (Canopy Bosque Mar), David “Nari” y Lana Wedmore (Luna Lodge), Alvaro Castro y Gregorio Mendoza, Sergio Jiménez, Lleiner “Gringo” y Deyanori “Macha” Jiménez, William y Katherine Muñoz y Alicia Fallas, Carlos Ugalde (Suital Lodge), Víctor Cerdas y familia, Henry Monge y Flor Chacón, Sérvulo Sandoval, Eraidá Muñoz y Enrique Mora (Hotel El Descanso), Cristian Hidalgo y familia, y Marco Hidalgo (Lomas del Sierpe - Osa Conservation).

A Laura Phillips, Teodoro Willink, Karina Aguilar y todos mis compañeros del Programa Institucional Osa-Golfo Dulce de la Universidad de Costa Rica, por su gran apoyo en la logística y transportes de giras, así como actividades de divulgación científica y social en las comunidades de Osa. A Laura y Teodoro, por su apoyo humano en la parte final de la tesis. A Andrea Fallas, Mireya Godínez, Jorge Alvarado e Isaac Gutiérrez de la Fundación Neotropica, mis buenos vecinos, gracias por su apoyo humano, y logístico a largo de mis estadías en Osa. A Tico Haroutiounian, Javier Carazo y Adolfo Artavia, colegas especialistas en jaguares, por toda la ayuda que me brindaron en la identificación individual de los jaguares que encontramos y con la identificación de muchas fotografías complejas de cualquier especie.

A Ronit Amit del Programa Gente y Fauna y la Universidad de Costa Rica, y Anthony Giordano de Wild Felid Association, por sus consejos, y acompañamiento durante la tesis. A Roberval Almeida por sus sugerencias antes de iniciar el muestreo. A Gustavo Gutiérrez y Bernal Rodríguez de la Escuela de Biología de la Universidad de Costa Rica, por el préstamo de equipo en la parte final del muestreo. A la Vicerrectoría de Investigación de la Universidad de Costa Rica, por su apoyo mediante el proyecto B9-177.

A Carmen Roldán, Pablo Montenegro y Cristian Díaz del Fondo Nacional de Financiamiento Forestal (FONAFIFO), por la colaboración en el muestreo de sus fincas participantes. A Juan José Jiménez, director de la Reserva Forestal Golfo Dulce, y a los guardaparques Julio Solano e Iván Leitón por su colaboración en el muestreo en dos fincas del Estado.

A los choferes de la Universidad de Costa Rica, Andrés López, Gabriel Carranza y Elvis Torres de la Sede del Sur, y a Victor Barrantes de la Sede Central Rodrigo Facio, por sus manejadas entre ríos, lluvia y mucho barro.

A las personas que me acompañaron al campo, gracias a todas y todos por su tiempo, esfuerzo y ayuda durante horas de caminadas, garrapatas y poca comida. Estudiantes de Turismo Ecológico de la Sede del Sur: Cristina Henrich, Karina Flores, Erika Orozco, Mariela Sanchez, Magaly Quesada, Abigail Valderramos y Cristiam Rodríguez. Y mis amigos y colegas biólogos: Nelson Chaves, Yanil Bravo, Álvaro Picado, José Miguel Valverde y Milena Cambroner. A Milena por su gran apoyo humano en la parte final de la tesis. A mis amigas y colegas, Arlet Quirós y Beatriz Naranjo, por su ayuda y hospedaje en Puerto Jiménez. A todas las personas que de alguna u otra forma, me brindaron su apoyo para terminar este proceso.

Un especial y muy importante agradecimiento a las entidades que hicieron posible este proyecto, a Rufford Foundation, Wild Felid Association y The Nature Conservancy. Al Área de Conservación Osa (ACOSA) y al Sistema Nacional del Áreas de Conservación (SINAC) por su permiso y apoyo para realizar esta investigación. A la querida Universidad de Costa Rica, por permitirme llevar a cabo este sueño.

Y por supuesto, a toda la vida silvestre que se dejó fotografiar para este estudio.

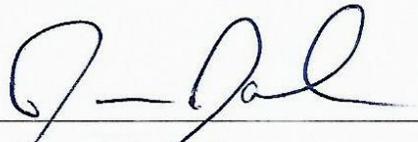
“Esta Tesis fue aceptada por la Comisión del Programa de Estudios de Posgrado en Biología de la Universidad de Costa Rica, como requisito parcial para optar al grado y título de Maestría Académica en Biología”.



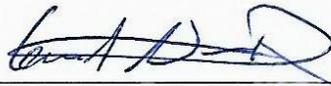
Dr. Gerardo Ávalos Rodríguez
Representante de la Decana
Sistema de Estudios de Posgrado



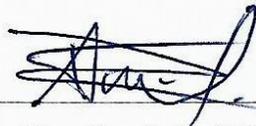
Dr. Eduardo Chacón Madrigal
Director de tesis



Dr. Jorge A. Lobo Segura
Asesor



M.Sc. Guido Saborío Rodríguez
Asesor



Dra. Ronit Amit Rojas
Representante del Director del
Programa de Posgrado



Raquel Bone Guzmán
Sustentante

Tabla de contenidos

Dedicatoria.....	ii
Agradecimientos.....	iii
Hoja de aprobación.....	vi
Tabla de contenidos.....	vi
Resumen.....	ix
Lista de tablas.....	x
Lista de figuras.....	xi
Prefacio.....	xiv
Factores de paisaje y de manejo ligados a la conservación de mamíferos terrestres en la Reserva Forestal Golfo Dulce, Costa Rica.....	1
Introducción.....	1
Materiales y Métodos.....	3
Sitio de Estudio.....	3
Fototrampeo de mamíferos terrestres.....	4
Análisis espacial de factores del paisaje y de manejo.....	6
Modelos de probabilidad de detección y uso del hábitat.....	8
Resultados.....	9
Chanco de monte (<i>Tayassu pecari</i>).....	10
Cabro de monte (<i>Mazama temama</i>).....	11
Jaguar/Tigre (<i>Panthera onca</i>).....	11
Yaguarundi/León Breñero (<i>Herpailurus yagouaroundi</i>).....	12
Puma/León (<i>Puma concolor</i>).....	12
Caucel (<i>Leopardus wiedii</i>).....	12
Danta/Tapir (<i>Tapirus bairdii</i>).....	13

Tepezcuintle (<i>Cuniculus paca</i>).....	13
Saíno (<i>Pecari tajacu</i>)	14
Manigordo/Ocelote (<i>Leopardus pardalis</i>)	14
Discusión	15
Conclusiones.....	23
Bibliografía.....	25
Cuadros.....	37
Figuras	48

Resumen

Las Áreas Protegidas (AP) son esenciales como hábitat para especies en peligro como los mamíferos grandes y medianos, sin embargo, cada vez es más evidente que la conservación en tierras privadas es necesaria para que las poblaciones sean viables a largo plazo. La Reserva Forestal Golfo Dulce (RFGD) en la Península de Osa tiene la particularidad de ser una AP con presencia humana, abarcando distintas actividades y condiciones del paisaje. En este estudio determinamos el efecto de características como la elevación y pendiente del terreno, la distancia a ríos, carreteras, bosque no alterado, la presencia de perros, cazadores, y el tamaño de las propiedades, en la probabilidad de uso del hábitat de los mamíferos terrestres más amenazados de la región. Registramos la presencia de especies mediante 64 estaciones de una cámara trampa, establecidas en colaboración con dueño(a)s de fincas. Encontramos que el chanco de monte, especie bajo una fuerte presión de caza tiene la probabilidad de uso más baja en la RFGD ($\Psi=0.18 \pm 0.07$), estando asociada a fincas grandes de bosque maduro. Contrario a lo esperado, registramos un uso de hábitat considerable por parte de los jaguares ($\Psi=0.29 \pm 0.09$), en zonas elevadas cercanas al Parque Nacional Corcovado, así como el sector noreste de la RFGD, conectando con el Humedal Nacional Térraba-Sierpe. Obtuvimos que el yaguarundi ($\Psi=0.50 \pm 0.17$), el puma ($\Psi=0.55 \pm 0.07$), el caucel ($\Psi=0.80 \pm 0.17$) y el manigordo ($\Psi=0.82 \pm 0.09$) también utilizan significativamente el hábitat de la RFGD, sobre todo en áreas con buena calidad de bosque. La probabilidad de detectar la mayoría de los felinos se vio afectada negativamente por la presencia de perros domésticos. Encontramos probabilidades de uso del hábitat de moderado a alto para el cabro de monte ($\Psi=0.27 \pm 0.10$), la danta ($\Psi=0.55 \pm 0.06$), el tepezcuintle ($\Psi=0.59 \pm 0.10$) y el saíno ($\Psi=0.77 \pm 0.08$), siendo la pendiente, la elevación y la distancia a áreas alteradas variables significativas en los modelos más explicativos de estos herbívoros. Esta investigación revela que la RFGD cumple un papel fundamental como hábitat para estos amenazados mamíferos. Es urgente destinar más recursos estatales para mejorar la vigilancia contra cazadores y madereros ilegales, así como el apoyo a las y los propietarios que protegen sus tierras, y que apuestan al ecoturismo y la ciencia ciudadana como formas de convivir sosteniblemente con la vida silvestre.

Lista de tablas

- Cuadro 1.** Variables utilizadas para los modelos de uso del hábitat para cada una de las especies de mamíferos analizadas. En la columna del nombre de Variable indica la abreviatura usada en los modelos. El cuadro indica las unidades de los valores de cada variable, las capas utilizadas para elaborar la capa, la descripción y la referencia de las capas utilizadas..... 37
- Cuadro 2.** Clasificación de las distintas categorías de uso de suelo analizadas para el mapa de hábitat disponible a partir del mapa de uso de suelo obtenido mediante la interpretación asistida de las imágenes de satélite del año 2019 en el área de estudio. 37
- Cuadro 3.** Especies de mamíferos grandes y medianos detectados en 64 cámaras trampa ubicadas dentro de la Reserva Forestal Golfo Dulce en 2019-2020. En el cuadro se presenta la categoría de Conservación según UICN (A: Amenazado, CA: Casi Amenazado, DD: datos deficientes, PM: Preocupación menor, V: Vulnerable), la cantidad de detecciones (una detección es al menos una observación en una ocasión de muestreo que se refiere a un período de 10 días), el número de estaciones en que fue observada y la ocupación ingenua que es la proporción de estaciones en que fue detectada. En negrita se representa las especies que fueron analizadas con más detalle en el presente estudio..... 38
- Cuadro 4.** Modelos de uso del hábitat y detección ordenados según el criterio de información de Akaike corregido (AICc) para las especies con una menor probabilidad de ocupación estimada. En el cuadro se incluyen, las covariables que fueron incluidas dentro de estimador, el AICc, la diferencia con respecto al modelo con menor AICc (DAIC), la verosimilitud del modelo y el peso del modelo. Las abreviaciones corresponden con las del Cuadro 1..... 39
- Cuadro 5.** Estimadores y errores estándar de las variables incluidas en los mejores modelos de uso del hábitat (Cuadro 4) de los mamíferos con menor probabilidad de uso del hábitat que fueron distintos de cero..... 41
- Cuadro 6.** Modelos de uso del hábitat y detección ordenados según el criterio de información de Akaike corregido (AICc) para las especies con una mediana y alta probabilidad de uso del hábitat estimada. En el cuadro se incluye, las covariables que fueron incluidas dentro de estimador, el AICc, la diferencia con respecto al modelo con menor AICc (DAIC), la

verosimilitud del modelo y el peso del modelo. Las abreviaciones corresponden con las del Cuadro 1.	43
Cuadro 7. Estimadores y errores estándar de las variables incluidas en los mejores modelos de uso del hábitat (Cuadro 4) de los mamíferos con mediana y alta probabilidad de uso del hábitat que fueron distintos de cero. Modelos en el Cuadro 6.	45

Lista de figuras

Fig. 1. Distribución espacial de estaciones de muestreo constituidas por una cámara trampa para la detección de mamíferos grandes y medianos (de enero 2019 a junio 2020) en la Reserva Forestal Golfo Dulce, Península de Osa.	48
Fig. 2. Correlaciones de Pearson entre las variables utilizadas como covariables de ocupación extraídas para cada estación de muestreo y utilizadas para el análisis de probabilidad de uso de hábitat de las especies de mamíferos de la Península de Osa analizadas. En la diagonal la distribución de valores de cada variable. Bajo la diagonal el gráfico de dispersión entre las variables que se intersecan entre una fila y una columna, indicando con punto rojo el promedio de ambas variables. Sobre la diagonal los valores de correlación de Pearson entre las variables que se intersecan entre las filas y columnas. Los nombres de las abreviaturas de las variables en el Cuadro 1.	49
Fig. 3. Mapa de probabilidad de uso de hábitat del chanco de monte (<i>Tayassu pecari</i>) dentro de la Reserva Forestal Golfo Dulce junto con el gráfico que muestran la relación entre las variables que explicaron la probabilidad de uso en los modelos que mejor se ajustaron a los datos observados.	50
Fig. 4. Mapa de probabilidad de uso de hábitat del cabro de monte (<i>Mazama temama</i>) dentro de la Reserva Forestal Golfo Dulce junto con gráficos que muestran la relación entre las variables que explicaron la probabilidad de uso en los modelos que mejor se ajustaron a los datos observados.	51
Fig. 5. Mapa de probabilidad de uso de hábitat del jaguar (<i>Panthera onca</i>) dentro de la Reserva Forestal Golfo Dulce junto con gráficos que muestran la relación entre las variables	

que explicaron la probabilidad de uso en los modelos que mejor se ajustaron a los datos observados.	52
Fig.6. A: La hembra “Nubosa” (delante) en compañía del macho “Tico” (atrás). B: La hembra “Nubosa” (delante) en compañía del macho “Lwazo” (atrás). Ambos registros en las filas de montañas del sector norte de la Reserva Forestal Golfo Dulce, Península de Osa, Costa Rica. Identificaciones a nivel de individuos en colaboración con T. Haroutiounian .	53
Fig. 7. Mapa de probabilidad de uso de hábitat del yaguarundi (<i>Herpailurus yagouaroundi</i>) dentro de la Reserva Forestal Golfo Dulce junto con gráficos que muestran la relación entre las variables que explicaron la probabilidad de uso en los modelos que mejor se ajustaron a los datos observados.	54
Fig. 8. Registro de tres individuos yaguarundis juntos: una hembra adulta (centro), un cachorro pequeño (derecha), y lo que parece ser un individuo juvenil (izquierda) en las filas de montañas del sector norte de la Reserva Forestal Golfo Dulce, Península de Osa, Costa Rica.	55
Fig. 9. Mapa de probabilidad de uso de hábitat del puma (<i>Puma concolor</i>) dentro de la Reserva Forestal Golfo Dulce junto con gráficos que muestran la relación entre las variables elevación, distancia al borde de hábitat y densidad de límites de propiedad y la probabilidad de uso en los modelos que mejor se ajustaron a los datos observados.	56
Fig. 10. Pareja de pumas viajando juntos detectados en zonas elevadas del sector sur de la Reserva Forestal Golfo Dulce, Península de Osa, Costa Rica.	57
Fig. 12. Mapa de probabilidad de uso de hábitat de la danta (<i>Tapirus bairdii</i>) dentro de la Reserva Forestal Golfo Dulce junto con gráficos que muestran la relación entre las variables que explicaron la probabilidad de uso en los modelos que mejor se ajustaron a los datos observados.	59
Fig. 13. Mapa de probabilidad de uso de hábitat del tepezcuintle (<i>Cuniculus paca</i>) dentro de la Reserva Forestal Golfo Dulce junto con gráficos que muestran la relación entre las variables que explicaron la probabilidad de uso en los modelos que mejor se ajustaron a los datos observados.	60

Fig. 14. Mapa de probabilidad de uso del hábitat del saíno (*Pecari tajacu*) dentro de la Reserva Forestal Golfo Dulce junto con gráficos que muestran la relación entre las variables que explicaron la probabilidad de uso en los modelos que mejor se ajustaron a los datos observados. 61

Fig. 15. Mapa de probabilidad de uso del hábitat del manigordo (*Leopardus pardalis*) dentro de la Reserva Forestal Golfo Dulce junto con gráficos que muestran la relación entre las variables que explicaron la probabilidad de uso en los modelos que mejor se ajustaron a los datos observados..... 62

Prefacio

De manera alarmante, el planeta Tierra atraviesa una crisis por la pérdida de biodiversidad, como resultado del crecimiento de la población humana y del uso desmedido que hemos hecho de los recursos naturales (Williams et al. 2022). Este desbalance genera cambios en la estructura y función de los ecosistemas y las comunidades ecológicas, así como el declive de los servicios ecosistémicos que benefician a los mismos seres humanos (Cardinale et al. 2012). La pérdida de biodiversidad ha sido catalogada como una amenaza de mayor impacto que el calentamiento global, por lo que necesitamos tomar acciones urgentes para detenerla (IPBES 2019).

Cada vez hay más evidencia de que es necesario la inclusión de zonas ocupadas por seres humanos en la designación de áreas protegidas (AP) y corredores biológicos (CB), para poder asegurar la conservación y viabilidad de poblaciones de especies silvestres a largo plazo (Clancy et al. 2020). Indiscutiblemente, se tendrá que recurrir a la creación de AP en paisajes productivos en lugares en los que ya la mayoría de la superficie terrestre está en uso (Geldmann et al. 2014). Sin embargo, aún faltan datos para demostrar la efectividad de la protección de la biodiversidad en AP dentro o cerca de asentamientos humanos (Radeloff et al. 2010); o la determinación de los problemas de manejo que ponen en riesgo los objetivos de conservación de la naturaleza (Eklund & Cabeza 2017).

Además, es necesario registrar con el monitoreo constante a través del tiempo, la presencia y cambios en la composición de las especies que históricamente se han observado en los ecosistemas (Hossain et al. 2016, Critchlow et al. 2017). Los mamíferos grandes y medianos son considerados como indicadores confiables de los objetivos de conservación, especialmente en áreas pobladas, debido a sus requerimientos mínimos de hábitat idóneo para poder sobrevivir (Beaudrot et al. 2016, Lindsey 2017). En general, los mamíferos silvestres compiten con los humanos por alimentos, son perseguidos como fuentes de alimento, y son sensibles a las alteraciones del hábitat como la pérdida y segmentación de bosques a raíz de la expansión de monocultivos y la urbanización (Happold 1995, Harvey et al. 2006). No obstante, existen especies de mamíferos que se ven favorecidas por las modificaciones que los humanos hacen del entorno (Bovo et al. 2018).

Debido a su rol y requerimientos ecológicos, especies de mamíferos grandes y medianos son utilizados como especies “sombrilla”, es decir, al asegurarse las condiciones necesarias para su sobrevivencia, se garantiza la salud y buen estado de los ecosistemas, y de una gran diversidad de seres vivos con los que coexisten (Roberge & Angelstam 2004). El análisis de las poblaciones de estos mamíferos en AP y áreas no protegidas con distintos grados de intervención humana, o con diferencias en la categoría de manejo, permitirían considerar distintos escenarios en la administración y toma de decisiones de frente a la pérdida de biodiversidad que enfrenta el planeta.

El Sistema de Áreas de Conservación de Costa Rica (SINAC) divide el país en áreas de conservación para su administración. Cada una de las áreas de conservación incluye áreas no protegidas y AP con distinta categoría y forma de manejo (Ley 7554, Ley Orgánica del Ambiente, Costa Rica). Entre esas categorías, los Parques Nacionales, Reservas Biológicas o Refugios Nacionales de Vida Silvestre deben pertenecer al Estado, es decir son propiedad pública, y el Estado debe prevenir o eliminar la ocupación humana en toda el área. En otras categorías de manejo, como Reservas Forestales, Zonas Protectoras, Refugios de Vida Silvestre Mixtos y Humedales Nacionales, los predios o sus partes pueden o no ser expropiados por el Estado, previa indemnización, o pueden ser de propiedad privada cuando se sometan voluntariamente al Régimen Forestal y consecuentemente pueden ser ocupadas (Ley 7554, Ley Orgánica del Ambiente, Costa Rica).

El Área de Conservación Osa (ACOSA) en el Pacífico Sur de Costa Rica es el área con mayor porcentaje de área bajo una categoría de manejo de AP. Esta área de conservación abarca 4 304.8 km², lo cual representa 8.6% del territorio continental de Costa Rica y el 40.4% está bajo alguna categoría de manejo o Reserva Indígena (Saborío 2014). Casi todas las categorías de manejo están presentes dentro de esta área de conservación, incluso formando bloques de protección de hábitats continuos que forman CB. Dentro de esta AP hay importantes tractos de bosques tropicales húmedos, bosques nubosos de tierras bajas, bosques pantanosos de palma yolillo (*Raphia taedigera*) y manglares que representan los últimos ecosistemas de su clase para América Central (CONAC 2019).

El AP terrestre más grande de ACOSA, es la Reserva Forestal Golfo Dulce (RFGD) que está conformada principalmente por propiedad privada y que tiene ocupación humana incluso en asentamientos conformados (comunidades) (CONAC 2019). Dentro de la RFGD

se desarrollan actividades productivas reguladas como ganadería, cultivos de palma aceitera (*Elaeis guineensis*) y plantaciones forestales, así como el desarrollo turístico, tanto en la escala de pequeños emprendimientos locales enfocados en ecoturismo, como grandes cadenas hoteleras. Además, la RFGD es atravesada por carreteras de carácter nacional y municipal (Ibarra 2007). Estos factores han alterado la calidad del hábitat, creando un paisaje fragmentado en donde son frecuentes la cacería furtiva y la extracción ilegal de maderas preciosas y oro (Lobo et al. 2007). En combinación con las características propias del relieve, como la elevación y pendiente del terreno, estos factores de manejo le han dado una particular diversidad al paisaje de la RFGD (Alemán 2014).

El ACOSA es reconocida a nivel mundial por su gran diversidad biológica (Ankersen et al. 2006). Dentro de la biodiversidad que alberga se encuentran especies de mamíferos terrestres sensibles a cambios en la calidad del hábitat como el chanco de monte (*Tayassu pecari*), el jaguar (*Panthera onca*), la danta (*Tapirus bairdii*) y el cabro de monte (*Mazama temama*) (Dirzo et al. 2014, Saborío 2014). Si estos animales no están presentes, ocurren desbalances en la redes tróficas (Tilman et al. 2017). En el caso de los herbívoros, muchos de ellos dispersores de semillas, mantienen la dinámica de la comunidad vegetal y el reciclaje de nutrientes (Ripple et al. 2015). Mientras que los depredadores constituyen un control en las poblaciones de sus presas, y por lo tanto generan un efecto regulador cascada-abajo en el ecosistema (Ripple et al. 2014).

Un depredador tope como el jaguar, que necesita amplios territorios para cazar, movilizarse y reproducirse, se ha visto afectado por la fragmentación, la distancia a AP y asentamientos humanos, así como la ausencia de sus presas naturales (Arroyo-Arce et al. 2014, Jędrzejewski et al. 2018, Petracca et al. 2018). Asimismo, la falta de conectividad entre las AP ocasiona el aislamiento y la pérdida de diversidad genética entre las poblaciones de grandes felinos (Haag et al. 2010), situación que Soto-Fournier (2014) advierte para los pumas (*Puma concolor*) de la Península de Osa.

A esto se debe sumar que especies de herbívoros como el tepezcuintle (*Cuniculus paca*) o el chanco de monte han sufrido una excesiva cacería ilegal, amenaza reportada en ACOSA (Carrillo et al. 2000, Oduber 2008). Elementos del paisaje como la presencia de ríos, carreteras, y el tipo de cobertura forestal (bosque maduro, en regeneración o plantación),

impactan la distribución del mamífero terrestre más grande de la región, la danta centroamericana (Cove et al. 2014, Schank et al. 2020).

Debido al complejo escenario conformado por el paisaje heterogéneo de ACOSA y las poblaciones de estos mamíferos grandes y medianos clasificados como en peligro de extinción o con poblaciones reducidas o amenazadas que aún alberga (CONAC 2017), se han realizado desde hace más de 20 años, estudios de monitoreo de mamíferos terrestres, incluyendo las áreas no protegidas, AP en propiedad pública con la prohibición de ocupación por humanos y AP en propiedad privada con ocupación con humanos (Carrillo et al. 2000, Salom-Pérez et al. 2007, Yaap 2018, Beal et al. 2020, López-Gutiérrez et al. 2020, Olson et al. 2020). No obstante, ha existido un sesgo a realizar investigaciones dentro de la AP pública dedicada exclusivamente a la conservación y el ecoturismo restringido: el reconocido internacionalmente Parque Nacional Corcovado.

En el presente trabajo monitoreamos con estaciones de una cámara trampa 64 localidades dentro de la RFGD durante el año 2019 y parte del 2020, con el objetivo de determinar la probabilidad del uso del hábitat de las especies de felinos y herbívoros más amenazados de la región en relación a distintos factores del paisaje y de manejo, incluyendo el tamaño de las fincas, la presencia de cazadores y perros domésticos. Nuestros resultados demuestran la gran relevancia que tienen las propiedades de la RFGD y la protección por parte de las personas locales en la presencia y uso del hábitat por parte de los mamíferos terrestres más amenazados; así como la necesidad de mantener un monitoreo constante y robusto en esta AP, ya que nuestros resultados difieren de los patrones observados en estudios anteriores.



UNIVERSIDAD DE
COSTA RICA

SEP Sistema de
Estudios de Posgrado

Autorización para digitalización y comunicación pública de Trabajos Finales de Graduación del Sistema de Estudios de Posgrado en el Repositorio Institucional de la Universidad de Costa Rica.

Yo, Raquel Bone Guzmán, con cédula de identidad 114010048, en mi condición de autor del TFG titulado Factores de paisaje y de manejo ligados a la conservación de mamíferos terrestres dentro de la Reserva Forestal Golfo Dulce, Costa Rica

Autorizo a la Universidad de Costa Rica para digitalizar y hacer divulgación pública de forma gratuita de dicho TFG a través del Repositorio Institucional u otro medio electrónico, para ser puesto a disposición del público según lo que establezca el Sistema de Estudios de Posgrado. SI NO *

*En caso de la negativa favor indicar el tiempo de restricción: _____ año (s).

Este Trabajo Final de Graduación será publicado en formato PDF, o en el formato que en el momento se establezca, de tal forma que el acceso al mismo sea libre, con el fin de permitir la consulta e impresión, pero no su modificación.

Manifiesto que mi Trabajo Final de Graduación fue debidamente subido al sistema digital Kerwá y su contenido corresponde al documento original que sirvió para la obtención de mi título, y que su información no infringe ni violenta ningún derecho a terceros. El TFG además cuenta con el visto bueno de mi Director (a) de Tesis o Tutor (a) y cumplió con lo establecido en la revisión del Formato por parte del Sistema de Estudios de Posgrado.

FIRMA ESTUDIANTE

Nota: El presente documento constituye una declaración jurada, cuyos alcances aseguran a la Universidad, que su contenido sea tomado como cierto. Su importancia radica en que permite abreviar procedimientos administrativos, y al mismo tiempo genera una responsabilidad legal para que quien declare contrario a la verdad de lo que manifiesta, puede como consecuencia, enfrentar un proceso penal por delito de perjurio, tipificado en el artículo 318 de nuestro Código Penal. Lo anterior implica que el estudiante se vea forzado a realizar su mayor esfuerzo para que no sólo incluya información veraz en la Licencia de Publicación, sino que también realice diligentemente la gestión de subir el documento correcto en la plataforma digital Kerwá.

Factores de paisaje y de manejo ligados a la conservación de mamíferos terrestres en la Reserva Forestal Golfo Dulce, Costa Rica

Introducción

Ante la imparable pérdida y fragmentación del hábitat natural que experimenta el planeta por la acción humana (Araujo et al. 2015), las áreas protegidas (AP) se han catalogado como una pieza fundamental para lograr la conservación de la vida silvestre (Farhig 1997, Geldmann et al. 2013, Watson et al. 2014). Simultáneamente, mediante el turismo, las AP generan empleos e ingresos económicos para los gobiernos y las comunidades adyacentes (Dudley & Stolton 2010). Esto sin mencionar los servicios ecosistémicos globales que brindan valorados en trillones de dólares por año (Costanza et al. 2014). A pesar de su evidente importancia, las AP reciben críticas por el costo de su mantenimiento y las restricciones al acceso de los recursos naturales, así como cuestionamientos por su eficiencia real para mantener a largo plazo poblaciones viables de muchas especies en peligro de extinción (Brockington & Wilkie 2015, Geldmann et al. 2014, Le Saout et al. 2013, McCarthy et al. 2012, Venter et al. 2014).

Estas deficiencias han originado planteamientos de la necesidad de expandir la conservación de la biodiversidad a tierras privadas tanto dentro como fuera de AP, derivando en nuevos retos como la inclusión social y económica de las personas locales concordantes con la integridad y el objetivo de protección de las especies y los ecosistemas (Gray et al. 2016, König et al. 2020, Muench & Martínez-Ramos 2016). A diferencia de los Parques Nacionales y/u otras categorías de manejo de AP dedicadas exclusivamente a la preservación natural, la conservación en terrenos privados va a presentar paisajes mucho más heterogéneos y dinámicos con respecto a procesos de sucesión ecológica y grados de perturbación, al componerse de áreas bajo distintas formas de manejo por parte de los propietarios, aunque sean reguladas (Ankersen et al. 2006, Sierra et al. 2003). Esto sumado a las características geográficas propias de cada sitio como la elevación y la pendiente del terreno, o la proximidad de ríos, potencialmente genera variación en la presencia y el uso del hábitat por parte de la vida silvestre que se busca proteger (Cove et al. 2014, Jędrzejewski et al. 2018, Petracca et al. 2018, Salom-Pérez et al. 2021, Schank et al. 2020).

Los grandes mamíferos terrestres con poblaciones amenazadas y dependientes de grandes extensiones de áreas naturales son considerados como especies indicadoras de hábitat saludable, debido a sus específicos requerimientos ecológicos, son particularmente sensibles a la pérdida y segmentación de bosques (Lindsey 2017). Al ser componentes clave de los ecosistemas, son utilizados como especies sombrilla que justifican la protección de un área determinada (González-Maya et al. 2015, Lovari et al. 2009). Por estos motivos, el permanente monitoreo de mamíferos terrestres ha sido utilizado como una herramienta para mantener el apoyo a los esfuerzos de conservación o para establecer zonas prioritarias para la creación de AP (Galetti et al. 2009). Además, recientemente se ha determinado que las actuales AP en el mundo son insuficientes para conservar la diversidad actual de mamíferos, en especial de especies que se encuentran amenazadas (Williams et al. 2022).

La Reserva Forestal Golfo Dulce (RFGD), ubicada en la Península de Osa, Costa Rica, es una AP con tenencia de la tierra estatal y civil establecida en 1978 con el objetivo de proteger y aprovechar de una manera sostenible los recursos forestales (CONAC 2019). Sin embargo, debido a carencias en las normas de manejo, entre 1980 y 1995 se taló aproximadamente el 16 % del bosque en la Península de Osa y se fragmentó el 3% (Rosero-Bixby et al. 2002). Después de ese período y tras el informe de Barrantes et al. (1999), en el que se detallaron irregularidades en el manejo forestal dentro de la RFGD, los controles al aprovechamiento forestal aumentaron y la tasa de deforestación disminuyó (Horton 2009, Ibarra 2007, Lobo et al. 2007), aunque la extracción ilegal de madera se mantiene como una fuerte problemática en la RFGD hasta hoy en día.

Si bien los objetivos de conservación de la RFGD inicialmente fueron establecidos en función del recurso forestal, esta AP alberga una alta biodiversidad y mantiene poblaciones de especies de fauna amenazadas (Gilbert et al. 2016). Sin embargo, a la RFGD se le ha dado menor importancia en la asignación de recursos para la protección y el monitoreo de vida silvestre. La priorización en la asignación de recursos económicos y esfuerzos de protección están basadas generalmente en la presencia de especies con prioridad de conservación (Brazill-Boast et al. 2018, Kerr 1997, Wilson et al. 2009). Sin embargo, la presencia de especies amenazadas solo está demostrada en áreas que son debidamente monitoreadas, dejando por fuera sitios de difícil acceso o por interés sesgado de los investigadores o personal encargado del monitoreo (Catullo et al. 2008, Meyer et al. 2015).

Este ha sido el caso de los mamíferos grandes y medianos presentes en la RFGD, en comparación con el adyacente Parque Nacional Corcovado (PNC), donde se han realizado estudios específicos del chanco de monte (*Tayassu pecari*) (Altrichter et al. 2001, Carrillo 2000, Fuller et al. 2002, Villalobos-Céspedes 2001), el jaguar (*Panthera onca*) (Carazo-Salazar 2009, Carrillo 2000, Chinchilla 1997, Salom-Pérez et al. 2007), la danta (*Tapirus bairdii*) (Foerster & Vaughan 2002, Hernandez-Divers & Foerster 2001) y el puma (*Puma concolor*) (Bustamante 2008). Además de un monitoreo constante desde hace más de 20 años (Carrillo et al. 2000, Olson et al. 2020, Saborío-Rodríguez 2014, Wong et al. 1999). Mientras que en la RFGD se han realizado menos estudios de mamíferos terrestres (Altrichter & Almeida 2002, Carrillo et al. 2000, Solís-Hernández 2015, Yaap 2018) y hasta hace poco se reporta un monitoreo más exhaustivo (Vargas-Soto et al. 2021).

Con el fin de aportar a las pocas investigaciones de mamíferos terrestres realizadas dentro de la RFGD, es que justificamos el presente estudio. Nuestros objetivos principales son ayudar a esclarecer cuáles especies de mamíferos grandes y medianos están presentes dentro de esta AP, y cuál es la distribución espacial de las especies más amenazadas en el hábitat heterogéneo que presenta la RFGD. Así como determinar si características del paisaje cómo la distancia a bosque natural/alterado, la distancia a ríos, la elevación y pendiente del terreno; además de factores del manejo administrativo de la RFGD como la distancia a carreteras y a los límites de la AP, el tamaño de las fincas, o la presencia de cazadores y perros domésticos, afectan el uso del hábitat de estas especies. Esperamos encontrar un uso de hábitat limitado para las especies más amenazadas de la región como el chanco de monte, el jaguar y la danta.

Materiales y Métodos

Sitio de Estudio

La Reserva Forestal Golfo Dulce (RFGD), de 600.98 km², se encuentra en la Península de Osa, Pacífico Sur de Costa Rica (8°25'- 8°50'N, 83°15'- 83°45'O), dentro del Área de Conservación Osa (ACOSA) del Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC) (CONAC 2019). En la región, la temperatura anual media varía de 25 a 30 °C, mientras que precipitación anual media oscila entre los 3500 a los 5000 mm (Lobo et al. 2007). La RFGD está constituida por 495.12 km² de bosque húmedo tropical, 11.85 km² de

bosque nuboso en las cumbres del Cerro Brujo y Cerro Chocuaco, 2.2 km² de bosques anegados (yolillal y manglar), ríos, quebradas y otros cuerpos de agua (laguna Chocuaco), 0.43 km² de cultivos agrícolas de pequeña escala, 1.98 km² de cultivos de palma africana, 74.3 km² de pastizales para ganadería y 27.22 km² pertenecientes al Territorio Indígena Ngäbe Alto Laguna (CONAC 2019). Se registran tres zonas de vida según la clasificación de Holdridge (1967): Bosque muy Húmedo Tropical, Bosque muy Húmedo Tropical transición a Premontano y Bosque muy Húmedo Premontano transición a Basal (Saborío 2014).

La RFGD está constituida en 6.25% por Patrimonio Natural del Estado (Fincas del Estado), 45.01% de tierras privadas, 19.3% de posesión sin título de propiedad, 4.53% del Territorio Indígena Ngäbe y 3.16% de vacío de información. Según el censo catastral (BID-Catastro) de 2012, la RFGD está compuesta por 1282 fincas. Aparte de sus principales objetivos de aprovechamiento y resguardo del recurso forestal y las cuencas hidrográficas, funge como corredor biológico entre el Parque Nacional Corcovado (PNC), el Parque Nacional Piedras Blancas (PNPB) y el Humedal Nacional Térraba-Sierpe (HNTS) (CONAC 2019). Por su categoría de manejo, las políticas de conservación son menos estrictas y es atravesada por varias carreteras (Ibarra 2007). Alrededor de 200 km de su periferia limitan con áreas no protegidas, encontrándose expuesta a amenazas (Fig. 1). El Plan General de Manejo de la RFGD estableció los grandes mamíferos herbívoros como elementos focales de manejo, como parte del objetivo de conservación de vida silvestre (CONAC 2019).

Fototrampeo de mamíferos terrestres

Realizamos la colecta de datos mediante 70 estaciones de muestreo, cada una compuesta de una cámara trampa (Bushnell® Trophy Cam HD Essential, Bushnell® Trophy Cam HD Aggressor, Stealth Cam® DS4K Infrared Camera HD, Browning® Strike Force Pro-Micro Camera,) para detectar la presencia de especies de mamíferos terrestres grandes y medianos (>1kg) en la RFGD, desde enero del 2019 a junio del 2020. El muestreo se realizó de manera selectiva, y rotativa temporalmente (Hurtado & Soto 2017). Las estaciones de muestreo se establecieron tomando en cuenta criterios de accesibilidad del terreno y la anuencia de colaboración por parte de propietarios (Fig. 1). Las cámaras trampa estuvieron separadas entre sí por un mínimo de 1.5 km (Jordan et al. 2016). Cada estación estuvo activa por un promedio de 90 días, variando la escala espacio-temporal dentro del periodo de

estudio, debido a limitaciones en la cantidad de equipo y por la complejidad logística del acceso a áreas remotas en la gran extensión de la RFGD. Sobrepusimos en el área de estudio una grilla de 2x2 km elaborada por el SINAC (para estandarizar todas las investigaciones en la región), basada en la movilidad y el rango de territorio de las especies más amenazadas. Para que solamente quedara un punto de muestreo en una cuadrícula, seleccionamos 64 de las 70 estaciones iniciales con el fin de evitar pseudorélicas.

Las cámaras trampa se colocaron a una altura aproximada de 0.5 m del suelo, sujetas en árboles. Se programaron para estar activas de forma continua, las 24 horas del día, en modo fotografía o video, tomando 3 fotos por cada detección o un video de 10 segundos de duración (Hurtado & Soto 2017). Para su ubicación tomamos en cuenta la presencia de rastros de mamíferos como huellas o heces, el conocimiento de las y los propietarios, la posición del sol para evitar contraluz, y alternamos entre trillos/senderos y pequeños claros en el bosque/plantaciones de palma africana para abarcar las distintas preferencias de las especies de interés. No utilizamos ningún tipo de cebo para atraer a los animales. Las coordenadas geográficas de cada estación fueron registradas mediante un GPS Garmin®. Realizamos una revisión de la tarjeta SD y estado de baterías de las cámaras a los 45 días aproximados de su instalación, antes de su retiro final. Esta colecta de datos fue llevada a cabo con el permiso de investigación INV-ACOSA-001-2019 del SINAC de Costa Rica.

Realizamos la identificación de las especies registradas agregando etiquetas en los metadatos de cada archivo mediante digiKam (DigiKam-developers-Team 2020). De ser posible o aplicar, agregamos el sexo o si se trataba de un grupo de individuos. La extracción de los metadatos, incluyendo fecha y hora de las fotos y videos, se llevó a cabo con el paquete *camtrapR* (Niedballa et al. 2016). Definimos como un registro independiente de cada especie aquellos separados por un mínimo de 30 minutos entre sí. Para cada especie de estudio, generamos en *camtrapR* una matriz de detección/no detección, definiendo una ocasión de muestreo cada 10 días. Incluimos matrices del esfuerzo de muestreo estandarizado, la marca de las cámaras trampa, caballos, vacas, perros domésticos, cazadores y el tiempo en días continuos desde que se colocó la primera a la última cámara. Debido a que la parte final del muestreo se vio afectada por la pandemia del COVID-19, se contó con pocas cámaras activas durante un largo periodo, lo cual derivó en “colas” de NAs en las matrices de detección. Para mitigar el efecto que esto tuvo en los cálculos estadísticos de los modelos, reducimos el total de ocasiones de muestreo de 31 a 14.

Análisis espacial de factores del paisaje y de manejo

Modelamos la probabilidad de uso de hábitat de los mamíferos de estudio con variables relacionadas a características del paisaje y del manejo de la RFGD. Usando los programas R 4.2.0 y R Studio (R Development Core Team 2022) (paquetes *raster*, *rgdal*, *sf*) y QGIS 3.20.0 (QGIS Developers Group 2021) calculamos dentro de las cuadrículas de 2x2 km, la densidad de ríos, de carreteras, y de los límites de propiedad, distancia a los límites de AP con un área no protegida, elevación, pendiente, hábitat natural, y la distancia a hábitat alterado (Cuadro 1). Estas variables han sido utilizadas en estudios similares (Zeller et al. 2011, Cove et al. 2014). Las capas relacionadas a carreteras, ríos, límites de propiedad fueron construidas para cuadrículas de 2x2 km. Las capas de uso de suelo, elevación y pendiente fueron construidas usando capas originales con una resolución de 30m.

Para los datos de hábitat natural, analizamos el uso del suelo con la plataforma Google Earth Engine (GEE) (<https://earthengine.google.com/>). Para eso utilizamos las colecciones de imágenes de satélite Landsat 8 Collection 1 Tier 1 y Real-Time data Raw Scenes provistas por el Monitoreo Geológico de los Estados Unidos (USSG-United States Geological Survey). Las imágenes usadas fueron adquiridas entre el 01-01-2019 y el 31-12-2019, que correspondió a la mayor parte del monitoreo con cámaras trampa. Las imágenes fueron filtradas entre las coordenadas decimales: $x_{\min}=83.8$, $x_{\max}=-82.9$, $y_{\min}= 8.3$, $y_{\max}= 9.1$. Con toda la colección de imágenes, seleccionamos los píxeles con menor valor de calificación de cobertura nubosa usando el “Landsat.simpleComposite” de GEE con los valores por defecto. Esta función permite tener información de todos los píxeles de la región sin cobertura de nubes, aunque provengan de imágenes de distintas fechas, todas dentro del mismo año. Con la imagen producida por el algoritmo estimamos el Índice Normalizado de Vegetación (Normalized vegetation index-NDVI=), que es un indicador gráfico de cuánta vegetación hay por cuantificar la cantidad de color verde con respecto a otros colores (Kriegler et al. 1969); este índice lo incluimos como una nueva banda en las imágenes de satélite. Con la imagen resultante, hicimos una clasificación supervisada con 12 categorías de uso de suelo (Cuadro 2), usando el algoritmo “k-means”, que agrupa los píxeles en un número de grupos especificados usando la distancia Euclideana más cercana.

También usamos la clasificación no supervisada con la imagen de satélite de Google Earth, y la experiencia de campo en la región para definir 12 categorías en geometrías rectangulares de diferente tamaño. Las geometrías fueron usadas para las clasificaciones

supervisadas. El número de geometrías usadas para cada uso de suelo varió de acuerdo con la disponibilidad de cobertura. Hicimos seis clasificaciones supervisadas usando combinaciones de algoritmos y bandas. Entrenamos los clasificadores con el 70 % de los píxeles clasificados con las geometrías. Primero hicimos tres clasificaciones supervisadas usando las bandas de reflectancia de (B10, B11, B7, B6, B5, B4, B3, and B2) y la imagen de NDVI. Para esas clasificaciones usamos los algoritmos de Árboles de Regresión y Clasificación (Classification and Regression Trees (CART)), Bosque Aleatorio (Random Forest (RF)) y Maquinas de vectores de soporte (Support Vector Machine (SVM)). Para los algoritmos usamos los valores por defecto, pero para SVM usamos el de tipo “linear kernel” porque este mejoraba la precisión de la clasificación comparada con pruebas anteriores.

En dos clasificaciones adicionales incluimos los índices de textura como bandas. Para estos índices primero calculamos para cada píxel la desviación estándar del NDVI de los píxeles vecinos, con un valor de kernel de 5. Además, usamos la banda de infrarrojo de onda corta (Banda 7) para calcular la métrica de textura llamada Nivel Gris de Coocurrencia (Gray Level Co-occurrence Matrix (GLCM)) usando un valor de kernel. El GLCM es un indicador de cuántas combinaciones de brillo ocurre en la imagen (Connors et al. 1984). Extrajimos los valores de la variancia, el momento de la diferencia inversa (idm), la entropía, la disimilitud, la inercia, la sombra y la prominencia. Todos fueron agregados como vanas a la imagen siguiendo la metodología de Connors et al. (1984). Usamos el algoritmo de CART y RF para las clasificaciones de textura junto con las bandas de reflectancia. Finalmente, usamos un modelo de elevación digital (Farr et al. 2012) con la misma resolución de las imágenes (30 m), e incluimos esta junto con las bandas de reflectancia en una clasificación supervisada usando el algoritmo RF. Con todas las clasificaciones obtenidas extrajimos las modas de cada píxel y usamos este como la clasificación final. El código usado se puede descargar aquí: (<https://code.earthengine.google.com/fbafee02e2d020c3a56ee2dc0ba42bb9>).

Para los modelos de uso del hábitat se categorizaron los usos de suelo en hábitat natural y hábitat alterado según la intervención humana (Cuadro 2). Dentro de la cuadrícula de 2x2 km calculamos la cantidad de hábitat natural como la sumatoria de los píxeles de la resolución menor (píxeles de 900 m²).

Modelos de probabilidad de detección y uso del hábitat

Para todas las especies se estimó la probabilidad ingenua de ocupación (uso del hábitat) definida como la proporción de estaciones en las que se detectó una especie dividida por el total de estaciones sin considerar la cantidad de ocasiones de muestreo o la probabilidad de detección. Al violarse el supuesto de población cerrada de los modelos de ocupación “*single season*” en un máximo de 90 días temporalmente congruentes para todas las estaciones (es decir, que se colocaran todas las cámaras al mismo tiempo), MacKenzie et al. (2018) sugiere el término “uso del hábitat” en lugar de “tasa de ocupación” de las especies de estudio. Para estimar la probabilidad de uso de hábitat ψ (Ψ) (probabilidad de ocupación de un área dada) se utilizaron modelos de ocupación (MacKenzie et al. 2018) utilizando el paquete *RPresence* para R (MacKenzie & Hines 2022). Estos modelos se hicieron para el chanco de monte (*Tayassu pecari*), el jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Puma concolor*), la danta centroamericana (*Tapirus bairdii*), el caucel (*Leopardus wiedii*), el cabro de monte (*Mazama temama*), el yaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*), el manigordo (*Leopardus pardalis*), el saíno (*Pecari tajacu*) y el tepezcuintle (*Cuniculus paca*).

Los modelos de ocupación son modelos jerárquicos basados en regresiones logísticas, constituidos por la probabilidad de detección (p): $\text{logit}(p_{ij}) = \alpha_0 + \alpha_1 * W_{ij}$ y la probabilidad de ocupación (Ψ): $\text{logit}(\Psi_i) = \beta_0 + \beta_1 * X_i$ de la especie en un área determinada (F. Tirelli, com. pers.). Por lo tanto, están constituidos por covariables temporales de observación que afectan la probabilidad de detección, y covariables específicas del sitio que afectan la probabilidad de ocupación (uso del hábitat) (MacKenzie et al. 2018).

Para nuestros modelos se incluyeron como covariables de uso del hábitat las variables de sitio del Cuadro 1, extrayendo los valores de esas variables dentro de las cuadrículas en las cuales se encontraban las estaciones con cámaras trampa. Se calcularon correlaciones de Pearson de estas variables para verificar que no estuvieran correlacionadas, para eso se utilizó la información de las cuadrículas utilizadas en el muestreo, aunque utilizando la información de todas las cuadrículas de la RFGD se determinó que las variables no estuvieron fuertemente correlacionadas (Correlación más alta $r=0.65$ entre elevación y distancia a hábitat alterado) (Fig. 2). Esto sugiere que la distancia mínima entre cámaras utilizada en el muestreo (Fig. 1) sirvió para independizar los posibles sesgos de la correlación espacial. Todas las variables fueron estandarizadas extrayendo el promedio y dividiendo entre la desviación estándar de

la población de datos posibles (todos los valores de las cuadrículas incluidas dentro de la RFGD).

Además, se incluyeron como variables que pueden afectar la probabilidad de detección, la presencia de cazadores en la estación capturados mediante el fototrampeo (“cazadores”), la presencia de perros domésticos (“perros”), el esfuerzo de muestreo medido como el número de días en que estuvo la cámara activa (“esfuerzo”), el tiempo medido como el lapso de días desde que se iniciaron todos los muestreos hasta el inicio de cada ocasión de muestreo (“tiempo”) y la marca de cámara utilizada en cada estación (“cámara”).

Para los modelos se asumió que fue un solo período de muestreo escalonado en el tiempo y que por lo tanto no se iban a estimar cambios temporales en el uso del hábitat/ ocupación (“*single season*”). Se corrieron todos los modelos posibles utilizando como máximo tres covariables de sitio explicativas para el uso del hábitat y tres covariables de observación explicativas para la detección, por considerar que más de esas variables sobresaturaban los modelos debido a la cantidad limitada de estaciones de muestreo (64) (MacKenzie et al. 2018).

Se utilizó el Criterio de Información de Akaike corregido (AICc, por sus siglas en inglés) por el tamaño de muestra, para seleccionar entre los mejores modelos. Antes de esto se descartaron los modelos en los que hubo errores en la matriz de variancia-covariancia. En los modelos seleccionados se presentan los cinco primeros o los que tuvieron una diferencia relativa en el AICc menor a dos. Estos modelos seleccionados se usaron para estimar el uso de hábitat en cada cuadrícula de 2x2 km dentro de la RFGD y se promediaron estas estimaciones. La probabilidad de uso de hábitat se interpretó como la probabilidad de uso de la cuadrícula y se presentó en un mapa para cada especie analizada. Para los modelos seleccionados se presentan las variables que resultaron diferentes de 0 utilizando un 95% de confianza.

Resultados

Detectamos 24 especies de mamíferos grandes y medianos en la RFGD (Cuadro 3) en un total de 5 760 noches-trampa. Obtuvimos 8 632 registros independientes de vida silvestre, incluyendo aves como el pavón (*Crax rubra*), el tinamú grande (*Tinamus major*), reptiles como la iguana verde (*Iguana iguana*) y murciélagos (Chiroptera). Dentro de las

especies de mamíferos terrestres registramos las más amenazadas de la región: el chanco de monte (*Tayassu pecari*), el jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Puma concolor*) y la danta (*Tapirus bairdii*). Las especies con mayor cantidad de detecciones fueron la guatusa/cherenga (*Dasyprocta punctata*), el pizote (*Nasua narica*), el saíno (*Pecari tajacu*) y el manigordo/ocelote (*Leopardus pardalis*). Estas especies fueron también las que fueron observadas en mayor cantidad de estaciones (Cuadro 3).

Por otra parte, las especies más raras fueron el chanco de monte, el coyote (*Canis latrans*), el grisón (*Galictis vittata*), la nutria (*Lontra longicaudis*), el mapache común (*Procyon lotor*) y el mono carablanca (*Cebus imitator*). Estas especies también se observaron en pocas estaciones (Cuadro 3). Con excepción del chanco de monte, estas detecciones son azarosas y casuales porque parecen individuos de áreas alteradas o de otros hábitats, como el ambiente acuático en el caso de la nutria o el dosel en el caso del mono carablanca, que se aventuran en el piso del bosque (Reid 2009). Entre las especies analizadas con mayor detalle en el presente estudio las más raras fueron el chanco de monte, el cabro de monte (*Mazama temama*) y el jaguar (Cuadro 3). Mientras que las más comunes fueron el tepezcuintle (*Cuniculus paca*) y el manigordo.

A continuación, se presentan los resultados ordenados según la estimación de detección ingenua de menor a mayor.

Chancho de monte (*Tayassu pecari*)

Los registros de chancos de monte, especie bajo una fuerte presión de caza, fueron los más escasos, solamente en 8 ocasiones distribuidas en 5 estaciones de muestreo de 64, para un estimado de uso de hábitat ingenuo de 0.08 y una probabilidad de uso de hábitat de 0.18 ± 0.07 . La mayoría de las detecciones ocurrió cerca de los límites del PNC y el sector del río Piro. Se obtuvo que la probabilidad de uso de hábitat de esta especie se ve afectada por la densidad de límites de propiedades, siendo más posible encontrarlos en fincas grandes (Fig. 3). La detección de perros y de cazadores en las estaciones de muestreo fueron variables que afectaron la probabilidad de detección (Cuadro 4 y Cuadro 5).

Cabro de monte (*Mazama temama*)

El cabro de monte se detectó en 35 ocasiones distribuidas en 15 estaciones de 64, para una probabilidad de uso ingenua de 0.23. La probabilidad del uso de hábitat estimado promedio fue de 0.27 ± 0.10 . La mayor probabilidad de uso se observó en las partes más lejanas del límite de la RFGD, con mayores pendientes y a mayor distancia de las áreas alteradas dentro de lo considerado como hábitat natural (Fig. 5). Las variables incluidas en los modelos que mejor explicaron la probabilidad de uso del hábitat por parte del cabrito fueron la pendiente, la distancia a áreas alteradas y la distancia a los límites del AP (Cuadros 4 y 5). Entre más distancia del borde hacia la parte interna del hábitat natural mayor fue la probabilidad de uso. Entre mayor pendiente aumentó la probabilidad de uso y entre mayor distancia desde el límite de la RFGD hacia la parte interna, mayor la probabilidad de uso por parte del cabro de monte. El tipo de cámara y el esfuerzo de muestreo fueron dos variables que afectaron la probabilidad de detección en los modelos que mejor se ajustaron a los datos observados (Cuadros 4 y 5).

Jaguar/Tigre (*Panthera onca*)

Se detectó al jaguar en 51 ocasiones distribuidas en 16 estaciones de 64, para una probabilidad de uso de hábitat ingenua de 0.25 y una probabilidad de uso de hábitat estimada de 0.29 ± 0.09 . La mayor probabilidad de uso de hábitat se encontró cerca de los límites del PNC y en los alrededores del Cerro Chocuaco (Fig. 5). Las variables incluidas en los modelos que mejor explicaron la probabilidad de uso de hábitat fueron la elevación, la pendiente y la densidad de límites de propiedad (Cuadros 4 y 5). Entre menor pendiente y mayor elevación aumentó la probabilidad de uso de hábitat. Asimismo, entre mayor densidad de límites de propiedad menor la probabilidad de uso de hábitat. La presencia de perros y el tipo de cámara fueron variables que estuvieron incluidas en los modelos que mejor explicaron la probabilidad de detección (Cuadro 4 y 5). Al poseer cada jaguar un patrón único de rosetas (manchas), logramos identificar 9 individuos (6 machos y 3 hembras) con ayuda de los registros de la población de jaguares que llevan investigadores de la región (T. Haroutiounian, J. Carazo & A. Artavia).

Yaguarundi/León Breñero (*Herpailurus yagouaroundi*)

El yaguarundi se detectó en 26 ocasiones distribuidas en 18 estaciones de 64, para una probabilidad de uso de hábitat ingenua de 0.28 y una probabilidad de uso del hábitat estimada promedio de 0.50 ± 0.17 . La mayor probabilidad de uso de hábitat se observó cerca de carreteras, pero en sitios con hábitat natural, en partes cercanas a los límites de la RFGD (Fig. 7). Si bien los modelos obtenidos no fueron muy robustos, las variables que mejor explicaron la probabilidad de uso del hábitat por parte del yaguarundi fueron la densidad de carreteras, la densidad de hábitat natural, y la distancia a los límites del AP (Cuadros 4 y 5). Entre mayor la densidad de carreteras y de hábitat natural por cuadrícula más aumentó la probabilidad de uso de hábitat. A menor distancia de los límites de la RFGD, mayor fue la probabilidad de uso. En cuanto a las variables que afectaron la probabilidad de detección del yaguarundi encontramos la detección de perros domésticos.

Puma/León (*Puma concolor*)

El puma se detectó en 102 ocasiones distribuidas en 32 estaciones de 64, para una probabilidad de uso de hábitat ingenua de 0.50 y una probabilidad de uso de hábitat estimada promedio de 0.55 ± 0.07 . La mayor probabilidad de uso de hábitat observó en las partes altas de la RFGD, principalmente en las partes más lejanas de las áreas alteradas (Fig. 9). Las variables que mejor explicaron la probabilidad de uso de hábitat fueron la elevación, la distancia a las áreas alteradas y la densidad de límites de propiedad (Cuadros 6 y 7). Entre mayor elevación aumentó la probabilidad de uso. Entre más distancia del borde hacia la parte interna del hábitat natural mayor fue la probabilidad de uso. Además, entre mayor densidad de límites de propiedades la probabilidad de uso por parte del puma fue menor. La captura de perros, cazadores y el esfuerzo de muestreo fueron variables que estuvieron incluidas en los modelos que mejor explicaron la probabilidad de detección (Cuadros 6 y 7).

Caucel (*Leopardus wiedii*)

El caucel se detectó en 58 ocasiones distribuidas en 34 estaciones de 64, para una probabilidad de uso de hábitat ingenua de 0.53. El promedio de probabilidad de uso estimado fue de 0.80 ± 0.17 . No se observó una relación clara entre la probabilidad de uso por parte del caucel y las variables analizadas en el presente estudio. En general, se estima que el caucel

tiene una alta probabilidad de uso a lo largo de casi toda la RFGD, con excepción de la parte norte (Fig. 11). En los modelos que mejor explicaron la probabilidad de uso, las variables con mayor frecuencia fueron la elevación, la densidad de límites de propiedad, la densidad de carreteras y la distancia a los hábitats alterados, pero estas variables no fueron significativas (Cuadros 6 y 7). Mientras que el esfuerzo de muestreo, la presencia de perros y cazadores tuvieron un efecto en la probabilidad de detección del caucel (Cuadros 6 y 7).

Danta/Tapir (*Tapirus bairdii*)

La danta se detectó en 132 ocasiones distribuidas en 35 estaciones de 64, para una probabilidad de uso de hábitat ingenua de 0.55. La probabilidad de ocupación estimada fue de 0.55 ± 0.06 . La mayor probabilidad de uso de hábitat se observó en las partes altas de la RFGD, principalmente en las partes más lejanas de las áreas alteradas y de los límites del AP, aunque se detectó la danta cerca o fuera de los límites de la RFGD (Fig. 12). Las variables analizadas que mejor explicaron la probabilidad de uso de hábitat fueron la elevación, la distancia a las áreas alteradas y la distancia a los límites del AP (Cuadros 6 y 7). Entre más distancia del borde hacia la parte interna del hábitat natural mayor fue la probabilidad de uso. Entre mayor elevación aumentó la probabilidad de uso y entre mayor distancia desde el límite de la RFGD hacia la parte interna mayor la probabilidad de uso de hábitat por parte de la danta. El tipo de cámara y el esfuerzo de muestreo fueron dos variables que afectaron la probabilidad de detección en los modelos que mejor se ajustaron a los datos observados (Cuadros 6 y 7).

Tepezcuintle (*Cuniculus paca*)

El tepezcuintle se detectó en 121 ocasiones distribuidas en 36 estaciones de 64, para una probabilidad de uso de hábitat ingenua de 0.56. La probabilidad de uso de hábitat estimada promedio fue de 0.59 ± 0.10 . Las variables estudiadas en general aportaron poco para explicar la probabilidad de uso de hábitat por parte del tepezcuintle, no obstante, se obtuvo una probabilidad de uso considerable a lo largo de la RFGD (Fig. 13). Únicamente la distancia al límite del AP y la densidad de ríos tuvieron significancia entre los primeros modelos que explicaron los patrones observados. Sin embargo, estas variables tuvieron un efecto contrario a lo esperado, es decir más bien entre más cercano al límite con el área no

protegida hubo más probabilidad de uso y entre mayor densidad de ríos hubo menor probabilidad de uso. Mientras que la cacería fue la variable que demostró tener un efecto en la probabilidad de detección de este amenazado roedor (Cuadro 6 y 7).

Saíno (*Pecari tajacu*)

El saíno se detectó en 144 ocasiones distribuidas en 46 estaciones de 64, para una probabilidad de uso de hábitat ingenua de 0.72 y estimada promedio de 0.77 ± 0.08 . El saíno se observó distribuido en la mayor parte de la RFGD e interesantemente la distribución de la probabilidad de uso tuvo un comportamiento inverso a la de depredadores como el puma o el jaguar (Fig. 14). La mayor probabilidad de uso se observó en las partes con menor pendiente y menor elevación en zonas más cercanas al hábitat alterado (Fig. 4). Las variables que mejor explicaron la probabilidad de uso del hábitat del saíno fueron la pendiente, la distancia a las áreas alteradas y la elevación (Cuadro 6 y 7). Entre menor pendiente y elevación mayor fue la probabilidad de uso, y entre más cerca de las áreas alteradas mayor probabilidad de uso. El tipo de cámara y el esfuerzo de muestreo fueron dos variables que afectaron la probabilidad de detección del saíno (Cuadro 6 y 7).

Manigordo/Ocelote (*Leopardus pardalis*)

El manigordo u ocelote se detectó en 138 ocasiones distribuidas en 46 estaciones de 64, para una probabilidad de uso de hábitat ingenua de 0.72 y una probabilidad de uso de hábitat estimada promedio de 0.82 ± 0.09 (Cuadro 6 y 7). El manigordo se detectó en la mayor parte de la RFGD (Fig. 15), por lo que no se encontró una variable entre las analizadas que explicara bien el patrón del uso del hábitat. Las únicas variables que estuvieron incluidas en los modelos que mejor se ajustaron a lo observado fue la cantidad de hábitat natural disponible y la distancia al hábitat alterado, con mayor probabilidad de uso entre mayor distancia del hábitat alterado y mayor cantidad de hábitat disponible. El esfuerzo de muestreo y la presencia de perros fueron dos variables que afectaron la probabilidad de detección del manigordo (Cuadros 6 y 7).

Discusión

La Reserva Forestal Golfo Dulce (RFGD) es sumamente particular entre las áreas protegidas (AP) de Costa Rica al tener la mayor parte (64.3%) de la tenencia de la tierra privada/en posesión (CONAC 2019). Dentro de ella hay carreteras y pueblos enteros, con actividades productivas como la agricultura, la ganadería y el ecoturismo. Al mismo tiempo, es de suma importancia al estar en medio de otras AP como el Parque Nacional Corcovado (PNC), el Parque Nacional Piedras Blancas (PNPB) y el Humedal Nacional Térraba-Sierpe (HNTS), constituyendo en conjunto el último gran parche de bosque tropical húmedo del Pacífico Sur del país. Juntas albergan poblaciones de mamíferos grandes y medianos, incluyendo especies clasificadas en peligro de extinción y con poblaciones reducidas o amenazadas para Costa Rica (CONAC 2019).

No obstante, históricamente se ha atribuido al PNC ser el estandarte y centro de resguardo de estas especies, en especial del jaguar y del chanco de monte (Carrillo 2000). En esta investigación encontramos la misma riqueza de especies de mamíferos grandes y medianos que se han reportado para el PNC (Saborío-Rodríguez 2014, Olson et al. 2020), incluyendo las cinco especies de felinos, y las cinco especies de herbívoros grandes-medianos más amenazados de la región. Lo más destacable de los resultados estimando la probabilidad de uso del hábitat de estas especies (con excepción del chanco de monte), es que no se trata de registros aislados, sino de evidencias de que la RFGD es más que un corredor biológico o zona de amortiguamiento; es un hábitat con probabilidades de uso mucho mayores que lo esperado para estos elusivos mamíferos. En el caso de los felinos, se registró un uso de hábitat regular, e inclusive reproductivo (Fig. 6, 8 y 10).

En el caso particular del chanco de monte, se esperaba tener registros nulos o escasos de esta especie al conocer la fuerte presión de caza que se mantiene históricamente en la Península de Osa (Altrichter et al. 2001, Carrillo 2000, Fuller et al. 2002, Solís-Hernández 2015, Thornton et al. 2020, Villalobos-Céspedes, 2001). Sin embargo, cabe resaltar que si bien la mayoría de los registros son cercanos a los límites del PNC, comunidades del norte de la RFGD como Los Ángeles y Rancho Quemado de Drake, así como Vanegas de Sierpe, son sitios clave en las rutas de movilización y alimentación que mantienen manadas de tamaño considerable de chanchos de monte.

En cuanto al sector sur de la Península de Osa, también se mantiene un movimiento importante de manadas, donde inclusive se registró el punto de detección más lejano del

PNC, en Miramar de Puerto Jiménez (Fig. 3). Según nuestros resultados, las fincas de gran tamaño se asocian a la probabilidad de que los chanchos de monte ocupen el hábitat, conteniendo estas propiedades bosques maduros con nula o poca actividad humana. No obstante, es de nuestro conocimiento a través de videos de personas locales, que los chanchos de monte visitan los cultivos de palma africana para alimentarse de los frutos. Por último, obtuvimos un efecto de la presencia de perros y cazadores sobre la probabilidad de detección de los chanchos, como era esperado.

Caso contrario según lo esperado es el del jaguar, ya que nuestros resultados difieren de otras investigaciones donde casi no ha sido detectado en la RFGD (López-Gutiérrez et al. 2019, Vargas-Soto et al. 2021, Yaap 2018). Mientras que en nuestro estudio registramos en 51 ocasiones a esta especie, en 16 estaciones distintas. Si bien la mayor probabilidad de uso observada del jaguar está asociada a la cercanía del PNC y los cerros del norte de la RFGD (en sitios elevados con poca pendiente y en fincas grandes, al igual que el chanco de monte), también obtuvimos registros en los límites de la RFGD con el HNTS, incluyendo una hembra en un sitio en regeneración temprana, lo cual recalca la importancia del sector norte de la RFGD en cuanto a la conectividad y el movimiento de individuos que llegan o se van de la Península de Osa (Fig. 5).

La detección de nueve individuos jaguar es de suma importancia pues anteriormente no había sido reportada para la RFGD esa cantidad de ejemplares en un estudio (López-Gutiérrez et al. 2019, Vargas-Soto et al. 2021, Yaap 2018). Dentro de estos individuos cabe resaltar la detección de “Macho Uno”, uno de los jaguares más longevos de los que se tiene conocimiento en vida silvestre y que siempre se había registrado dentro del PNC (Olson et al. 2019), y a una jaguar juvenil a la que llamamos “Selva”, de la cual no se tenían registros previos. Además de las detecciones de una hembra madura viajando en compañía de un macho y luego capturada con otro individuo (Fig. 6), lo cual constituye una relevante y desconocida evidencia del uso del hábitat de la RFGD en la época reproductiva de estos individuos.

Otra de las especies más importantes por su amenazado estado de conservación que registramos en este estudio fue la danta. Dentro de los sitios con mayor probabilidad de uso se encuentran las áreas elevadas (al igual que el jaguar y el puma), lejos de las zonas alteradas y de los límites de la RFGD. No obstante, también detectamos a la danta en cultivos de palma africana, a donde llega a alimentarse, e inclusive cerca de pequeños asentamientos humanos

(Fig. 4). En estos casos siempre se encuentra muy cerca hábitat no alterado que les ofrece protección y refugio.

La cantidad de ocasiones en que se detectó la danta y la probabilidad de uso de hábitat también es mayor que en estudios previos (0.55 vs 0.22 reportado por Yaap 2018). Sin embargo, una de las observaciones más relevantes para el mamífero terrestre más grande de Costa Rica, es que no obtuvimos detecciones más allá de San Juan de Sierpe, en el sector noreste de la RFGD (Bahía Chal, Mogos y Santa Cecilia) (Fig. 12). Sobre las posibles causas de esta ausencia de detecciones, según los propietarios colaboradores de esta zona, existe una fuerte presión de caza sobre las dantas en la región. Es necesario mantener el movimiento de la población de la Península de Osa con el PNPB y el Corredor Biológico La Amistad-Osa, para poder asegurar la viabilidad y la diversidad genética de las poblaciones de esta especie a largo plazo (Schank et al. 2020).

En el caso del cabro de monte, una de las especies más elusivas de mamíferos de la región, al punto de desconocerse su estado de conservación (Deficiente en datos) para la Lista Roja de la UICN (2022), obtuvimos modelos robustos que nos permitieron determinar variables del paisaje y del manejo que afectan su moderada probabilidad de uso del hábitat (27%). Dentro de estas cabe destacar sitios con mucha pendiente, lejos de trillos y senderos, los cuales ofrecen al cabrito protección de sus depredadores naturales (felinos) y de los humanos. Además, el uso de hábitat del cabro de monte se asocia a bosques maduros alejados de zonas alteradas, y lejos de los límites con áreas no protegidas, estos resultados refuerzan que la presencia de esta especie puede funcionar como un buen indicador del estado de conservación de un área (Muñoz-Vazquez & Gallina-Tessaro 2016).

Para el león breñero o yaguarundi, uno de los felinos menos estudiados y difíciles de observar a pesar de tener hábitos diurnos, obtuvimos 26 detecciones, lo que consideramos importante tomando en cuenta la naturaleza esquiva de la especie. Inclusive, tuvimos un valioso registro de una hembra con lo que parecen ser dos crías, una más pequeña (de menor edad) que la otra (Fig. 8). Nuestros datos sugieren que la probabilidad del uso del hábitat del yaguarundi se asocia a lugares cercanos a las carreteras y en los límites con las áreas no protegidas, pero en sitios que presenten un hábitat natural poco alterado. Resultados similares se han encontrado en estudios previos y específicos para esta especie realizados en México (Coronado-Quibrera et al. 2019). Estos patrones podrían estar relacionados con la dieta y las horas de mayor actividad del yaguarundi: se ha observado que se alimentan principalmente

de roedores que tienen actividad diurna, siendo algunas de estas especies comunes en áreas alteradas como pastizales, campos de cultivo y carreteras (Giordano 2016, Silva-Pereira et al. 2011). Debemos considerar las implicaciones en cuanto a las medidas de manejo y conservación que protejan al león breñero, al estar expuesto a la amenaza de ser atropellado.

Para el segundo felino más grande del continente, el puma o león de montaña, obtuvimos un considerable uso de hábitat del 50%, pero restringido a las partes más internas de la RFGD (Fig. 9). Identificamos como prioritarios los sitios de mayor elevación, de bosques maduros en buen estado, lejos de áreas con hábitat alterado. Al igual que el jaguar y el chanco de monte, las fincas grandes se asocian positivamente a que utilicen dicho hábitat. Si bien en el caso de este felino de pelaje liso, no se pueden determinar tan fácilmente a nivel de individuo y no contamos con el número exacto de pumas detectados, obtuvimos registros de parejas de pumas viajando juntos (Fig.10), así como de hembras con cachorros (justo en Mogos parte del sector noreste). Estos registros evidencian que se cuenta con una población reproductiva en la RFGD. Otra observación relevante del uso del hábitat es que los pumas coincidieron con los jaguares en muchos de los puntos de muestreo en donde fueron detectados (simpatria de dos grandes felinos), similar a lo observado en investigaciones en México (Ávila-Nájera et al. 2018) y Venezuela (Scognamillo et al. 2003).

Para el felino más pequeño presente en la Península de Osa, el caucel, se observó una alta probabilidad de uso del hábitat de la RFGD, no obstante, las variables del estudio no mostraron un efecto claro sobre la distribución de esta especie. Los factores que posiblemente afectan el uso de hábitat de este felino deben estar más relacionados a sus hábitos arbóreos (Vanderhoff et al. 2018). Aunque se observó que la elevación estaba presente en los modelos que más explicaron, es probable que la correlación de este factor con otras variables sea lo que explique este patrón, ya que es una especie que puede estar a lo largo de todo el gradiente de elevación (Vanderhoff et al. 2018). Las tendencias en los datos sugieren que el caucel requiere hábitat poco alterado, conociendo el estado de conservación de este felino como Casi Amenazado en la Lista Roja (UICN 2022) y de acuerdo a otros estudios (de Oliveira et al. 2015, Vargas-Soto et al. 2021), sabemos que se trata de una especie asociada a bosques en buen estado y que por lo tanto su presencia es un indicador ecológico de la calidad del hábitat. En esta investigación inclusive registramos la presencia de hembras con su cría, lo cual evidencia la importancia como hábitat que cumple la RFGD.

Para el tepezcuintle, roedor de tamaño mediano que constituye unas de las especies más perseguidas por cazadores humanos, y que también es una presa importante para los felinos, encontramos una considerable probabilidad de uso del 60% en la RFGD. Si bien no encontramos una clara asociación con las variables de paisaje analizadas en este estudio, obtuvimos que existe una mayor posibilidad de encontrar esta especie cerca de los límites de la AP. Mientras que la densidad de ríos si se asoció a la probabilidad de uso del hábitat de esta especie, pero con la tendencia contraria a lo esperado (negativa), sabemos que el tepezcuintle es una especie cuya distribución se encuentra estrechamente relacionada a la cercanía de ríos (Reid 2009). Como esperábamos, la presencia de cazadores y de perros domésticos afectó negativamente la probabilidad de detectar a este importante dispersor de semillas, clasificado como una especie con poblaciones reducidas o amenazadas en Costa Rica (CONAC 2019).

En cuanto al otro miembro de la familia Tayassuidae presente en Costa Rica, el saíno, obtuvimos una probabilidad de uso de hábitat bastante alta (0.77), resultado que contrasta con la escasa detección del chanco del monte. Yaap (2018) encontró una tasa de ocupación para el saíno de casi el 100% en la RFGD. Aquí podemos resaltar la importancia del papel que cumple la RFGD como hábitat para las poblaciones aún estables de esta especie. El saíno es una especie clave para el mantenimiento de las poblaciones de sus depredadores, los grandes felinos, y más ante la ausencia del chanco de monte, que es la presa predilecta del jaguar y los cazadores humanos (Carrillo 2000, Solís-Hernández 2015). Dada esta circunstancia es muy importante dar seguimiento y protección a las poblaciones de esta especie. Otra interesante observación según nuestros datos es que la probabilidad de uso de hábitat de los saínos fue espacialmente inversa a la del jaguar y el puma: zonas con poca pendiente, de baja elevación, cercanas al hábitat alterado; lo cual podría explicarse como una posible estrategia de tratar de evadir a sus depredadores naturales.

Nuestra especie de estudio con mayor probabilidad de uso del hábitat (82%) fue el manigordo u ocelote, el tercer felino más grande del país (Reid 2009). Esto puede deberse a que la mayor parte de la RFGD aún mantiene condiciones de hábitat aptas para este felino, y estas características no variaron lo suficiente para detectar diferencias en la preferencia de hábitat. Si bien se ha documentado cierta resistencia del manigordo a sitios alterados (Jackson et al. 2005), su distribución se asocia positivamente con bosques en buen estado (García et al. 2019, Wang et al. 2019). A pesar de que las aves de corral u otros animales domésticos

que son presas fáciles y abundantes pueden favorecer la presencia de este felino cerca de áreas alteradas (Amador-Alcalá 2013), se ha observado que la variable que mejor explica el uso de hábitat del ocelote es la presencia de su presa natural predilecta, la guatusa o cheringa (Moreno-Sosa et al. 2022), especie que se detectó en el 95% de las cámaras trampa colocadas en nuestro estudio. Aún cuando no se encontró una variable que explicara a profundidad el uso de hábitat del manigordo al registrarse en la mayor parte de los puntos de muestreo, obtuvimos un interesante patrón pues parece que las variables que mejor se asocian a su distribución son precisamente sitios con suficiente hábitat natural, lejos de áreas alteradas.

Los resultados obtenidos demuestran que además de características del paisaje como la elevación, la pendiente y la fragmentación del hábitat (representada por distancia al borde del hábitat, cantidad de hábitat natural), hay variables de manejo como la densidad de límites de propiedad (relacionado al tamaño de las propiedades) y la distancia a los límites de la AP, que afectan la probabilidad de uso del hábitat de los mamíferos estudiados. Este tipo de variables son raras en otros estudios de tasa de ocupación o uso de hábitat por parte de mamíferos grandes-medianos, y son necesarias de incluir porque pueden servir de justificación cuando se establecen las normas en los planes de manejo de las AP.

Cabe destacar dentro de los factores de manejo que afectan el uso de hábitat de los mamíferos amenazados de la RFGD, que las propiedades de gran extensión se asociaron positivamente a la presencia de mamíferos grandes. Estas fincas por lo general pertenecen a personas locales de edad avanzada que adquirieron las tierras al establecerse la RFGD (1978), o inclusive antes de ello. Sin embargo, dada la compleja historia de la tenencia de la tierra entre el Estado y sus instituciones como el ITCO (Instituto de Tierras y Colonización), la compañía estadounidense Osa Productos Forestales, y las personas locales expropiadas ante la creación del PNC y la RFGD, muchos de estos propietarios injustamente no cuentan con la escritura de sus tierras (Espinoza & Carvajal 2019). Al ser fincas en posesión, se les ha dificultado enormemente la posibilidad de acceder a los Pagos por Servicios Ambientales (PSA) del Fondo de Financiamiento Forestal (FONAFIFO) o por Conservación de Biodiversidad (PCB) del Fondo de Biodiversidad Sostenible (FBS). Cuenten o no con la escritura, estas propiedades deben ser la prioridad a conservar, al quedar excluidas estamos dejando por fuera los sitios más importantes para los mamíferos en peligro de extinción que se refugian en estos considerables parches de hábitat natural (Redford et al. 2011).

Dentro de las variables más relevantes que afectaron la probabilidad de detección de casi todas las especies de felinos y algunos herbívoros, encontramos la presencia de perros domésticos en los bosques de la RFGD. En algunas ocasiones estos perros eran claramente de razas de cacería y estaban acompañados por cazadores (identificados por estar portando rifles), mientras que otros fueron perros mestizos que podrían ser ferales o con dueño. Este es un factor al cual se debe prestar mucha atención en las medidas de manejo de la RFGD, pues recientes investigaciones se centran en la transmisión de enfermedades que existe de perros domésticos a felinos silvestres (Avendaño et al. 2016, Vargas-Soto 2021), así como el impacto que tienen como depredadores exóticos de vida silvestre (Hughes & Macdonald 2013). Debido a lo difícil que es regular la tenencia de estos animales en las poblaciones, lo que se recomienda es hacer campañas de educación y monitoreo contra la cacería, y mejorar las prácticas de manejo de los animales domésticos mediante la vacunación y castración, como un método de conservación (Bragagnolo et al. 2019).

Actividades ilícitas como la cacería, la cual fue registrada en el foto-trampeo cuando los monteadores no notaron ni robaron la cámara trampa, también afectó negativamente la probabilidad de detección de varias de las especies de mamíferos analizadas. Como se ha reconocido globalmente, la caza constituye una de las amenazas más grandes que enfrentan los mamíferos grandes y medianos (Brittain et al. 2022, Ripple et al. 2016), lo cual quedó evidenciado en este estudio sobre todo en el caso del chanco de monte. La tala de árboles de maderas preciosas es otro delito ambiental frecuente en la RFGD, que, aunque no se incluyó como variable, fue observada en varios puntos de muestreo, específicamente con mayor gravedad en fincas manejadas por el Estado o fincas privadas en San Juan y Miramar de Sierpe.

La combinación de estas amenazas tiene un impacto perjudicial en el uso del hábitat, el comportamiento y la conservación de los mamíferos terrestres (Mayor et al. 2015). Es precisamente a partir de San Juan de Sierpe hasta el PNPB en donde ocurre una disminución en la detección de los mamíferos grandes más amenazados como el jaguar, y detección nula para la danta y el chanco de monte. Es necesario mejorar urgentemente las estrategias administrativas y de vigilancia en la RFGD para solventar los delitos ambientales, sobre todo en estas localidades que son clave para la protección de estas especies y para el funcionamiento del corredor biológico.

Por otra parte, observamos que actividades de desarrollo como el ecoturismo o plantaciones de cultivos a pequeña escala incluyendo la palma africana son compatibles con el uso de hábitat de las especies de mamíferos analizadas, incluyendo a la danta, el tepezcuintle, el saíno, el chanco de monte, e incluso felinos como el yaguarundi o el manigordo. Esto, siempre y cuando se encontraron presentes parches de hábitat natural cercano y fueran tolerados por la población humana. Estos resultados son sumamente importantes al indicar que es posible una coexistencia entre las actividades humanas reguladas y la presencia de los mamíferos silvestres (Daily et al. 2003). Aun así, se debe tomar en cuenta las afectaciones que pueden existir en los cultivos por herbivoría (Gordon 2009) o por depredación de animales domésticos (Soto-Shoender & Giuliano 2011), sin duda la atención de estos conflictos debería ser prioridad por parte de las autoridades gubernamentales y las ONG presentes en la zona.

Uno de los mayores retos de la conservación hoy en día es garantizar el bienestar no sólo de la vida silvestre, sino de las personas que conviven con esta (Bogoni et al. 2020, König et al. 2020). Cabe destacar que hay un aspecto que ha sido subestimado durante muchos años: el conocimiento de las personas que han convivido con estas especies en los bosques durante toda su vida y que pueden aportar, mejorando considerablemente el éxito de una investigación (Brittain et al. 2022), como lo fue en nuestro caso. De esta forma, existe un gran potencial para realizar ecoturismo y ciencia ciudadana (Weiser et al. 2020), empoderando a las comunidades aledañas a estos hábitats naturales y garantizando así la vigilancia, estudio y coexistencia con estas amenazadas especies.

Conclusiones

Más allá de la delimitación humana de las AP que conforman ACOSA, nuestros resultados refuerzan que la región de la Península de Osa constituye en su totalidad, un importante hábitat y refugio para las poblaciones de mamíferos grandes y medianos en las tierras bajas del Pacífico Sur de Costa Rica. Esto quiere decir, existen rutas de movimiento y hábitat como tal entre el PNC, la RFGD, el HNTS y el PNPB que posiblemente las poblaciones de jaguares, pumas, dantas y chanchos de monte habrían utilizado desde mucho antes de que se asignaran las áreas de conservación como tales. En el caso de la danta y el chanco de monte, parece ser que esa conectividad de momento se encuentra cortada en el sector noreste de la RFGD y el PNPB por amenazas como la cacería y otras aún no determinadas.

Mientras que para el jaguar, nuestras detecciones sugieren que existe un limitado movimiento hacia afuera de la Península, lo cual remarca la importancia de monitorear en conjunto las filas de montañas adyacentes como la Fila Brunqueña o Costeña, y el corredor biológico La Amistad-Osa, y poder identificar si se da el movimiento de individuos a través de toda la región. Este aspecto es de suma relevancia si se piensa en la viabilidad a largo plazo de las poblaciones de estas especies que necesitan intercambiar genes con individuos de otras poblaciones no emparentadas.

En el caso de especies elusivas de menor tamaño como el yaguarundi, el caucel o el cabro de monte, nuestros resultados sugieren que existe un importante uso de hábitat dentro de la RFGD. Las variables encontradas difieren ligeramente según cada especie, pero esto indica la importancia de conservar sitios tan variados como laderas y filas de montañas con pendientes, hábitats con mayor probabilidad de uso para el cabrito, así como terrenos con menor pendiente cercanos a bosques en regeneración o cultivos de pequeña escala de palma africana que ofrecen hábitat o recursos para especies como el saíno, el tepezcuintle o inclusive la danta y el chanco de monte.

Nuestros datos sugieren que es posible la coexistencia de estas especies de mamíferos con actividades humanas como los cultivos a pequeña escala o el ecoturismo, siempre y cuando se mantengan parches de hábitat natural que funcionen como refugio. Un interesante caso fue el del yaguarundi, dado que su probabilidad de uso del hábitat se vio afectada por la

cercanía a las carreteras, lo cual puede asociarse a la presencia de sus presas en estos espacios de borde, pero que también se asocia a la presencia de hábitat natural.

En conclusión, el paisaje heterogéneo de la RFGD incluye una compleja dinámica de distintos factores tanto del paisaje como del manejo humano que deben de tomarse en cuenta a la hora de tomar decisiones administrativas en la AP. Sin duda, más atención, estudios y recursos deben destinarse a esta Reserva Forestal que tiene un gran valor para la conservación de especies silvestres y que al mismo tiempo se encuentra bajo presiones de tala y cacería más severas que el PNC. A pesar de estas amenazas, nuestros resultados positivos para especies como el jaguar y la danta, pueden ser utilizados como justificación y evidencia de que la importancia de apoyar la conservación en las propiedades privadas de la RFGD, sobre todo, con los propietarios en zonas estratégicas por su ubicación, y con situación económica difícil, ya que pueden ser más vulnerables a los delitos ambientales.

Finalmente, los resultados de este estudio sirven como aporte a la iniciativa global que enmarca el futuro de la conservación de la vida silvestre más allá de las AP y los hábitats no alterados, debemos también de enfocar las investigaciones a los terrenos particulares y las áreas no protegidas. Si bien no se puede descuidar, y por supuesto se deben proteger y fortalecer los últimos ambientes prístinos, la conectividad a través de áreas ocupadas por seres humanos juega un rol fundamental para lograr solventar la pérdida de biodiversidad. Dentro de los retos que esto conlleva, las interacciones y participación de las personas también ofrece aspectos muy ventajosos como el conocimiento local de la vida silvestre y su aplicación en el ecoturismo, la conservación y la ciencia ciudadana.

Bibliografía

- Akar, Ö. & Oguz G. (2012). Classification of multispectral images using Random Forest algorithm. *Journal of Geodesy and Geoinformation*, 1(2), 105-112.
- Alemán, B. (2014). Ecología del paisaje: análisis de la pérdida y fragmentación de ecosistemas boscosos en el sector noreste de la Reserva Forestal Golfo Dulce, 1979–2013. Puntarenas, Costa Rica. (Tesis de Licenciatura). Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica.
- Altrichter, M., & Almeida, R. (2002). Exploitation of white-lipped peccaries *Tayassu pecari* (Artiodactyla: Tayassuidae) on the Osa Peninsula, Costa Rica. *Oryx*, 36(2), 126–132.
- Altrichter, M., Drews, C., Carrillo, E., & Sáenz, J. (2001). Sex ratio and breeding of white-lipped peccaries *Tayassu pecari* (Artiodactyla: Tayassuidae) in a Costa Rican rain forest. *Revista de Biología Tropical*, 49(1), 383–389.
- Amador-Alcalá, S., Naranjo, E. J., & Jiménez-Ferrer, G. (2013). Wildlife predation on livestock and poultry: implications for predator conservation in the rainforest of south-east Mexico. *Oryx*, 47(2), 243-250.
- Ankersen, T. T., Regan, K. E., & Mack, S. A. (2006). Towards a bioregional approach to tropical forest conservation: Costa Rica's Greater Osa Bioregion. *Futures*, 38 (4), 406-431.
- Araujo, B. B., Oliveira-Santos, L. G. R., Lima-Ribeiro, M. S., Diniz-Filho, J. A. F., & Fernandez, F. A. (2017). Bigger kill than chill: The uneven roles of humans and climate on late Quaternary megafaunal extinctions. *Quaternary International*, 431, 216-222.
- Arroyo-Arce, S., Guilder, J., & Salom-Pérez, R. (2014). Habitat features influencing jaguar *Panthera onca* (Carnivora: Felidae) occupancy in Tortuguero National Park, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 62(4), 1449-1458.
- Avendaño, R., Barrueta, F., Soto-Fournier, S., Chavarría, M., Monge, O., Gutiérrez-Espeleta, G. A., & Chaves, A. (2016). Canine distemper virus in wild felids of Costa Rica. *Journal of Wildlife Diseases*, 52(2), 373-377.

- Ávila-Nájera, D. M., Chávez, C., Pérez-Elizalde, S., Guzmán-Plazola, R. A., Mendoza, G. D., & Lazcano-Barrero, M. A. (2018). Ecology of *Puma concolor* (Carnivora: Felidae) in a Mexican tropical forest: adaptation to environmental disturbances. *Revista de Biología Tropical*, 66(1), 78-90.
- Barrantes, G., Jiménez, Q., Lobo, J., Maldonado, T., Quesada, M., & Quesada, R. (1999). Evaluación de los planes de manejo forestal autorizados en el período 1997-1999 en la península de Osa. Cumplimiento de normas técnicas, ambientales e impacto sobre el bosque natural. *Fundacion Cecropia*, 1–96.
- Beal, M. R. V., Matzinger, P.J., Saborío-Rodríguez, G., Noguera, J. & Olson, E. R. (2020). Survey of Medium-Sized and Large Mammals of Piedras Blancas National Park, Costa Rica. *Check List* 16: 939–50.
- Beaudrot, L., Ahumada, J. A., O'Brien, T., Alvarez-Loayza, P., Boekee, K., Campos-Arceiz, A., ... & Andelman, S. J. (2016). Standardized assessment of biodiversity trends in tropical forest protected areas: the end is not in sight. *PLoS biology*, 14(1), e1002357.
- Bogoni, J. A., Peres, C. A., & Ferraz, K. M. (2020). Effects of mammal defaunation on natural ecosystem services and human well being throughout the entire Neotropical realm. *Ecosystem Services*, 45, 101173.
- Bovo, A. A. D. A., Magioli, M., Percequillo, A. R., Kruszynski, C., Alberici, V., Mello, M. A., ... & Ferraz, K. M. P. M. D. B. (2018). Human-modified landscape acts as refuge for mammals in Atlantic Forest. *Biota Neotropica*, 18, e20170395.
- Bragagnolo, C., Gama, G. M., Vieira, F. A., Campos-Silva, J. V., Bernard, E., Malhado, A. C., ... & Ladle, R. J. (2019). Hunting in Brazil: What are the options?. *Perspectives in ecology and conservation*, 17(2), 71-79.
- Brazill-Boast, J., Williams, M., Rickwood, B., Partridge, T., Bywater, G., Cumbo, B., Shannon, I., Probert, W. J. M., Ravallion, J., Possingham, H., & Maloney, R. F. (2018). A large-scale application of project prioritization to threatened species investment by a government agency. *PLOS ONE*, 13(8), e0201413.
- Breiman, L., Friedman, J., Stone, C. J., & Olshen, R. A. (1984). *Classification and regression trees*. CRC press.

- Brittain, S., Rowcliffe, M. J., Kentachime, F., Tudge, S. J., Kamogne-Tagne, C. T., & Milner-Gulland, E. J. (2022). Comparing interview methods with camera trap data to inform occupancy models of hunted mammals in forest habitats. *Conservation Science and Practice*, e12637.
- Bustamante, A. (2008). Densidad y uso de habitat por los felinos en la parte sureste del area de amortiguamiento del parque nacionbal corcovado, peninsula de Osa, Costa Rica [Universidad Nacional de Costa Rica, Heredia, Costa Rica]. <http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=oet.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=033335>
- Carazo-Salazar, J. (2009). Cambios en las poblaciones de jaguares (*Panthera onca*), sus presas potenciales y manigordos (*Leopardus pardalis*) en dos períodos de tiempo sujetos a diferentes esfuerzos de control de cacería en el Parque Nacional Corcovado. [ICOMVIS, Universidad Nacional de Costa Rica, Heredia, Costa Rica]. <http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=oet.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=038698>
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., ... & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59-67.
- Carrillo, E. (2000). Ecology and conservation of white-lipped peccaries and jaguars in Corcovado National Park, Costa Rica [University of Massachusetts Amherst]. <https://scholarworks.umass.edu/dissertations/AAI9960743/>
- Carrillo, E., Wong, G., & Cuarón, A. D. (2000). Monitoring mammal populations in Costa Rican Protected Areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology*, 14(6), 1580–1591.
- Catullo, G., Masi, M., Falcucci, A., Maiorano, L., Rondinini, C., & Boitani, L. (2008). A gap analysis of Southeast Asian mammals based on habitat suitability models. *Biological Conservation*, 141(11), 2730–2744.
- Chinchilla, F. A. (1997). La dieta del jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Felis concolor*) y el manigordo (*Felis pardalis*) (Carnivora: Felidae) en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 45(3), 1223–1229.

- Clancy, N. G., Draper, J. P., Wolf, J. M., Abdulwahab, U. A., Pendleton, M. C., Brothers, S., ... & Atwood, T. B. (2020). Protecting endangered species in the USA requires both public and private land conservation. *Scientific Reports*, 10(1), 1-8.
- CONAC (Consejo Nacional de Áreas de Conservación) (2019). Plan General de Manejo de la Reserva Forestal Golfo Dulce. Consejo Nacional de Áreas de Conservación. Sistema Nacional de Áreas de Conservación. R-SINAC-CONAC-033-2019
- Connors, R. W., Trivedi, M. M. & Harlow, C. A. (1984) Segmentation of a high-resolution urban scene using texture operators, *Computer Vision, Graphics, and Image Processing*, 24, 273-310.
- Coronado-Quiblera, W. P., Olmos-Oropeza, G., Bender, L. C., Rosas-Rosas, O. C., Palacio-Núñez, J., Tarango-Arámbula, L. A., & Herrera-Haro, J. G. (2019). Adaptability of the threatened jaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi* Schreber, 1777) to human-altered environments in San Luis Potosí, Mexico. *Acta zoológica mexicana*, 35.
- Cove, M. V., Vargas, L. E. P., de la Cruz, J. C., Spínola, R. M., Jackson, V. L., Saénz, J. C., & Chassot, O. (2014). Factors influencing the occurrence of the Endangered Baird's tapir *Tapirus bairdii*: potential flagship species for a Costa Rican biological corridor. *Oryx*, 48(3), 402-409.
- Critchlow, R., Plumptre, A. J., Alidria, B., Nsubuga, M., Driciru, M., Rwetsiba, A., ... & Beale, C. M. (2017). Improving law-enforcement effectiveness and efficiency in protected areas using ranger-collected monitoring data. *Conservation Letters*, 10(5), 572-580.
- Daily, G. C., Ceballos, G., Pacheco, J., Suzán, G., & Sánchez-Azofeifa, A. (2003). Countryside biogeography of neotropical mammals: conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. *Conservation biology*, 17(6), 1814-1826.
- de Oliveira, T., Paviolo, A., Schipper, J., Bianchi, R., Payan, E., & Carvajal, S. V. (2015). *Leopardus wiedii*. The IUCN Red List of threatened species 2015: e. T11511A50654216.
- DigiKam-developers-Team. (2020). *digiKam (7.0)*. The digiKam developers Team.

- Dirzo, R., Broadbent, E. B., Almeyda-Zambrano, A. M., Morales-Barquero, L., Almeyda-Zambrano, S. L., & Quispe Gil, C. A. (2014). *Especies indicadoras del estado de conservación de Osa y Golfito*. Stanford Woods Institute for the Environment, Stanford University, United States.
- Eklund, J., & Cabeza, M. (2017). Quality of governance and effectiveness of protected areas: crucial concepts for conservation planning. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1399(1), 27-41.
- Espinoza, J. J. J., & Carvajal, G. A. C. (2019). Problemática de la tenencia de la tierra en la Reserva Forestal Golfo Dulce: antecedentes, situación actual y propuestas de solución. *Ambientico*, (271), 24-34.
- Farr, T.G., Rosen, P.A., Caro, E., Crippen, R., Duren, R., Hensley, S., Kobrick, M., Paller, M., Rodriguez, E., Roth, L., Seal, D., Shaffer, S., Shimada, J., Umland, J., Werner, M., Oskin, M., Burbank, D., and Alsdorf, D.E., 2007, The shuttle radar topography mission: *Reviews of Geophysics*, v. 45, no. 2, RG2004.
- Foerster, C. R., & Vaughan, C. (2002). Home Range, Habitat Use, and Activity of Baird's Tapir in Costa Rica. *BIOTROPICA*, 34(3), 423.
- Fuller, T. K., Carrillo, E., & Saenz, J. C. (2002). Survival of protected white-lipped peccaries in Costa Rica. *Canadian Journal of Zoology*, 80(3), 586–589.
- Galetti, M., Giacomini, H. C., Bueno, R. S., Bernardo, C. S. S., Marques, R. M., Bovendorp, R. S., Steffler, C. E., Rubim, P., Gobbo, S. K., Donatti, C. I., Begotti, R. A., Meirelles, F., Nobre, R. de A., Chiarello, A. G., & Peres, C. A. (2009). Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. *Biological Conservation*, 142(6), 1229–1241.
- García-R, S., Botero-Cañola, S., Sánchez-Giraldo, C., & Solari, S. (2019). Habitat use and activity patterns of *Leopardus pardalis* (Felidae) in the Northern Andes, Antioquia, Colombia. *Biodiversity*, 20(1), 5-19.
- Geldmann, J., Joppa, L. N., & Burgess, N. D. (2014). Mapping change in human pressure globally on land and within protected areas. *Conservation biology*, 28 (6), 1604-1616.

- Gilbert, L. E., Christen, C. A., Altrichter, M., Longino, J. T., Sherman, P. M., Plowes, R., Swartz, M. B., Winemiller, K. O., Weghorst, J. A., Vega, A., Phillips, P., Vaughan, C., & Kappelle, M. (2016). The Southern Pacific Lowland Evergreen Moist Forest of the Osa Region. In M. Kappelle (Ed.), *Costa Rican Ecosystems* (Issue April, pp. 360–411). University Chicago Press.
- Giordano, A. J. (2016) Ecology and status of the jaguarundi *Puma yagouaroundi*: a synthesis of existing knowledge. *Mammal Review*, 46, 30-43.
- Gordon, I. J. (2009). What is the future for wild, large herbivores in human-modified agricultural landscapes?. *Wildlife Biology*, 15(1), 1-9.
- Haag, T., Santos, A. S., Sana, D. A., Morato, R. G., Cullen Jr, L., Crawshaw Jr, P. G., De Angelo, C., Di Bitetti, M. S., Salzano, F. M., & Eizirik, E. (2010). The effect of habitat fragmentation on the genetic structure of a top predator: loss of diversity and high differentiation among remnant populations of Atlantic Forest jaguars (*Panthera onca*). *Molecular Ecology*, 19 (22), 4906-4921.
- Happold, D. C. D. (1995). The interactions between humans and mammals in Africa in relation to conservation: a review. *Biodiversity & Conservation*, 4(4), 395-414.
- Harvey, C. A., González, J., & Somarriba, E. (2006). Dung beetle and terrestrial mammal diversity in forests, indigenous agroforestry systems and plantain monocultures in Talamanca, Costa Rica. *Biodiversity & Conservation*, 15(2), 555-585.
- Hernandez-Divers, S. M., & Foerster, C. R. (2001). Capture and Immobilization of Free-living Baird's Tapirs (*Tapirus bairdii*) for an Ecological Study in Corcovado National Park, Costa Rica. In D. Heard (Ed.), *Zoological Restraint and Anesthesia* (Vol. 52, pp. 375–384). International Veterinary Information Service. http://www.ivis.org/special_books/Heard/foerster2/reference.asp
- Horton, L. R. (2009). Buying up nature: Economic and social impacts of Costa Rica's ecotourism boom. *Latin American Perspectives*, 36 (3), 93-107.
- Hossain, A. N. M., Barlow, A., Barlow, C. G., Lynam, A. J., Chakma, S., & Savini, T. (2016). Assessing the efficacy of camera trapping as a tool for increasing detection rates of wildlife crime in tropical protected areas. *Biological Conservation*, 201, 314-319.

- Hughes, J., & Macdonald, D. W. (2013). A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife. *Biological Conservation*, 157, 341-351.
- Hurtado, J. & Soto C. (2017). Manual para el monitoreo participativo de vertebrados terrestres a través de cámaras trampa en Costa Rica. Proyecto MAPCOBIO-SINAC-JICA. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica.
- Ibarra, E. (2007). The profitability of forest protection versus logging and the role of payments for environmental services (PES) in the Reserva Forestal Golfo Dulce, Costa Rica. *Forest Policy and Economics*, 10 (1), 7-13.
- IPBES. (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, & H. T. Ngo (editors). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 1148 pages. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>
- Jackson, V. L., Laack, L. L., & Zimmerman, E. G. (2005). Landscape metrics associated with habitat use by ocelots in south Texas. *The Journal of wildlife management*, 69(2), 733-738.
- Jędrzejewski, W., Robinson, H. S., Abarca, M., Zeller, K. A., Velasquez, G., Paemelaere, E. A., Goldberg, J. F., Payan, E., Hoogesteijn, R., Boede, E. O., Schmidt, K., Lampo, M., Vilorio, A. L., Carreño, R., Robinson, N., Lukacs, P. M., Nowak, J. J., Salom-Pérez, R., Castañeda, F., Boron, V., & Quigley, H. (2018). Estimating large carnivore populations at global scale based on spatial predictions of density and distribution—Application to the jaguar (*Panthera onca*). *PloS one*, 13(3), e0194719.
- Kerr, J. T. (1997). Species Richness, Endemism, and the Choice of Areas for Conservation. *Conservation Biology*, 11(5).
- Kriegler, F.J., Malila, W.A., Nalepka, R.F., and Richardson, W. (1969) 'Preprocessing transformations and their effects on multispectral recognition.' *Proceedings of the Sixth International Symposium on Remote Sensing of Environment*, p. 97-131.
- Lindsey, P. A., Chapron, G., Petracca, L. S., Burnham, D., Hayward, M. W., Henschel, P., Hinks, A. E., Garnett, S. T., Macdonald, D. W., Macdonald, E. A., Ripple, W. J.,

- Zander, K., & Dickman, A. (2017). Relative efforts of countries to conserve world's megafauna. *Global Ecology and Conservation*, 10, 243-252.
- Lobo, J., Barrantes, G., Castillo, M., Quesada, R., Maldonado, T., Fuchs, E. J., Solís, S., & Quesada, M. (2007). Effects of selective logging on the abundance, regeneration and short-term survival of *Caryocar costaricense* (Caryocaceae) and *Peltogyne purpurea* (Caesalpinaceae), two endemic timber species of southern Central America. *Forest ecology and management*, 245 (1), 88-95.
- López-Gutiérrez, B., Almeyda Zambrano, A. M., Almeyda Zambrano, S. L., Quispe Gil, C. A., Bohlman, S., Avellan Arias, E., ... & Broadbent, E. N. (2019). An island of wildlife in a human-dominated landscape: The last fragment of primary forest on the Osa Peninsula's Golfo Dulce coastline, Costa Rica. *Plos one*, 14(3), e0214390.
- MacKenzie, D., & Hines, J. (2022). RPresence: R Interface for Program PRESENCE. (R package version 2.13.20).
- MacKenzie, D., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L., & Hines, James, E. (2018). *Occupancy Estimation and Modelling*. Academic Press.
- Mayor, P., Pérez-Peña, P., Bowler, M., Puertas, P. E., Kirkland, M., & Bodmer, R. (2015). Effects of selective logging on large mammal populations in a remote indigenous territory in the northern Peruvian Amazon. *Ecology and Society*, 20(4).
- Meyer, C., Kreft, H., Guralnick, R., & Jetz, W. (2015). Global priorities for an effective information basis of biodiversity distributions. *Nature Communications*, 6, 8221.
- Moreno-Sosa, A. M., Yacelga, M., Craighead, K. A., Kramer-Schadt, S., & Abrams, J. F. (2022). Can prey occupancy act as a surrogate for mesopredator occupancy? A case study of ocelot (*Leopardus pardalis*). *Mammalian Biology*, 102(1), 163-175.
- Muñoz-Vazquez, B., & Gallina-Tessaro, S. (2016). Influence of habitat fragmentation on abundance of *Mazama temama* at different scales in the cloud forest. *Therya*, 7(1), 77-87.
- Niedballa, J., Sollmann, R., Courtiol, A., & Wilting, A. (2016). camtrapR: an R package for efficient camera trap data management. *Methods in Ecology and Evolution*, 12, 1457–1462.

- Oduber, J. (2008). Caracterización social, ambiental, económica y legal de la cacería de animales silvestres en el sitio Osa, Costa Rica. Informe final. Parte II: Hallazgos, conclusiones y medidas para la mitigación de la cacería de animales silvestres en el ACOSA. InBio, TNC & ACOSA-SINAC, Costa Rica.
- Olson, E. R., Beal, M., Saborio-R, G., Azofeifa, A., Olmos, E., & Montes Fernandez, W. (2020). Wildlife Monitoring Report for Corcovado National Park, Costa Rica - 2018. May, 28.
- Ortiz, E. (2014) Atlas digital de Costa Rica. Escuela de Ingeniería Forestal, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago, Costa Rica. <https://repositoriotec.tec.ac.cr/handle/2238/6749>
- Petracca, L. S., Frair, J. L., Cohen, J. B., Calderón, A. P., Carazo-Salazar, J., Castañeda, F., Corrales-Gutiérrez, D., Foster, R. J., Harmsen, B., Hernández-Potosme, S., Herrera, L., Olmos, M., Pereira, S., Robinson, H. S., Robinson, N., Salom-Pérez, R., Urbina, Y., Zeller, K. A. & Quigley, H. (2018). Robust inference on large-scale species habitat use with interview data: the status of jaguars outside protected areas in Central America. *Journal of Applied Ecology*, 55 (2), 723-734.
- Radeloff, V. C., Stewart, S. I., Hawbaker, T. J., Gimmi, U., Pidgeon, A. M., Flather, C. H., ... & Helmers, D. P. (2010). Housing growth in and near United States protected areas limits their conservation value. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(2), 940-945.
- Redford, K. H., Ray, J. C., & Boitani, L. (2011). Mapping and navigating mammalian conservation: from analysis to action. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1578), 2712-2721.
- Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M. P., Schmitz, O. J., Smith, D. W., Wallach, A. D. & Wirsing, A. J. (2014). Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science*, 343 (6167), 1241484.
- Ripple, W. J., Newsome, T. M., Wolf, C., Dirzo, R., Everatt, K. T., Galetti, M., Hayward, M. W., Kerley, G. I., Levi, T., Lindsey, P. A., Macdonald, D. W., Malhi, Y., Painter, L.

- E., Sandom, C. J., Terborgh, J., & Van Valkenburgh, B. (2015). Collapse of the world's largest herbivores. *Science Advances*, 1 (4), e1400103.
- Roberge, J. M., & Angelstam, P. E. R. (2004). Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology*, 18(1), 76-85.
- Rosero-Bixby, L., Maldonado-Ulloa, T., & Bonilla-Carrión, R. (2002). Bosque y población en la Península de Osa, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 50(2), 585–598.
- Saborío-Rodríguez, G. (2014). Monitoreo de mamíferos terrestres en el Parque Nacional Corcovado: Análisis de protocolos y recomendaciones para tomar acciones de manejo. Universidad para la Cooperación Internacional.
- Salom-Pérez, R., Carrillo, E., Sáenz, J. C., & Mora, J. M. (2007). Critical condition of the jaguar *Panthera onca* population in Corcovado National Park, Costa Rica. *Oryx*, 41(1), 51–56.
- Schank, C. J., Cove, M. V., Arima, E. Y., Brandt, L. S., Brenes-Mora, E., Carver, A., Diaz-Pulido, A., Estrada, N., Fosteri, R. J. Godínez-Gómez, O., Harmseni, B. J., Jordan, C. A., Keittk, T.H., Kelly, M. J., Sáenz-Méndez, Mendoza, E., Meyer, N. Pozo-Montuy, G. & Millera, J. A. (2020). Population status, connectivity, and conservation action for the endangered Baird's tapir. *Biological Conservation*, 245, 108501.
- Scognamillo, D., Maxit, I. E., Sunquist, M., & Polisar, J. (2003). Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. *Journal of Zoology*, 259(3), 269-279.
- Silva-Pereira, J. E., Moro-Rios, R. F., Bilski, D. R., & Passos, F. C. (2011). Diets of three sympatric Neotropical small cats: Food niche overlap and interspecies differences in prey consumption. *Mammalian Biology*, 76(3), 308-312.
- SINAC (Sistema Nacional de Áreas de Conservación). (2020). Áreas Silvestres Protegidas de Costa Rica 2020. Geometry Spatial Feature. <http://geos1pne.sirefor.go.cr/wfs?>
- Solís-Hernández, H. (2015). Aprovechamiento de chanco de monte (*Tayassu pecari*) por parte de los pobladores locales en zonas aledañas al Parque Nacional Corcovado, Península de Osa, Costa Rica. Universidad Nacional.

- Soto-Fournier, S. (2014). Diversidad genética y estructura poblacional de *Panthera onca* y *Puma concolor* (Carnivora: Felidae) en Costa Rica. (Tesis de Maestría). Universidad de Costa Rica, San Pedro, Costa Rica.
- Soto-Shoender, J. R., & Giuliano, W. M. (2011). Predation on livestock by large carnivores in the tropical lowlands of Guatemala. *Oryx*, 45(4), 561-568.
- Thornton, D., Reyna, R., Perera-Romero, L., Radachowsky, J., Hidalgo-Mihart, M. G., Garcia, R., ... & Polisar, J. (2020). Precipitous decline of white-lipped peccary populations in Mesoamerica. *Biological Conservation*, 242, 108410.
- Tilman, D., Clark, M., Williams, D. R., Kimmel, K., Polasky, S., & Packer, C. (2017). Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. *Nature*, 546 (7656), 73-81.
- Vanderhoff, E. N., Hodge, A. M., Arbogast, B. S., Nilsson, J., & Knowles, T. W. (2011). Abundance and activity patterns of the margay (*Leopardus wiedii*) at a mid-elevation site in the eastern Andes of Ecuador. *Mastozoología neotropical*, 18(2), 271-279.
- Vargas-Soto, J. S. (2021). Community Disturbance and Host-Parasite Interactions at the Wildlife-Domestic Interface in a Neotropical Biodiversity Hotspot (Doctoral dissertation, University of Toronto (Canada)).
- Vargas-Soto, J. S., Beirne, C., Whitworth, A., Cruz Diaz, J. C., Flatt, E., Pillco-Huarcaya, R., Olson, E. R., Azofeifa, A., Saborío-R, G., Salom-Pérez, R., Espinoza-Muñoz, D., Hay, L., Whittaker, L., Roldán, C., Bedoya-Arrieta, R., Broadbent, E. N., & Molnár, P. K. (2021). Human disturbance and shifts in vertebrate community composition in a biodiversity hotspot. *Conservation Biology*.
- Villalobos-Céspedes, J. (2001). Dinámica del tamaño y composición de las manadas de chanchos de monte (*Tayassu pecari*); en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. Universidad Nacional.
- Wang, B., Rocha, D. G., Abrahams, M. I., Antunes, A. P., Costa, H. C., Gonçalves, A. L. S., ... & Tan, C. K. W. (2019). Habitat use of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in Brazilian Amazon. *Ecology and Evolution*, 9(9), 5049-5062.

- Weiser, E. L., Diffendorfer, J. E., Lopez-Hoffman, L., Semmens, D., & Thogmartin, W. E. (2020). Challenges for leveraging citizen science to support statistically robust monitoring programs. *Biological Conservation*, 242, 108411.
- Williams, D. R., Rondinini, C., & Tilman, D. (2022). Global protected areas seem insufficient to safeguard half of the world's mammals from human-induced extinction. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(24), e2200118119.
- Wilson, K. A., Carwardine, J., & Possingham, H. P. (2009). Setting Conservation Priorities. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162(1), 237–264.
- Wong, G., Sáenz, J. C., Carrillo, E., Suárez C., A., Tucker, J., & Feeny, C. (1999). Mamíferos del Parque Nacional Corcovado Costa Rica. Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio).
- Yaap, E. A. (2018). Maintaining connectivity for tropical rainforest mammals in agricultural landscapes [James Cook University].
- Zeller, K. A., Nijhawan, S., Salom-Pérez, R., Potosme, S. H., & Hines, J. E. (2011). Integrating occupancy modeling and interview data for corridor identification: a case study for jaguars in Nicaragua. *Biological Conservation*, 144(2), 892-901.

Cuadros

Cuadro 1. Variables utilizadas para los modelos de uso del hábitat para cada una de las especies de mamíferos analizadas. En la columna del nombre de Variable indica la abreviatura usada en los modelos. El cuadro indica las unidades de los valores de cada variable, las capas utilizadas para elaborar la capa, la descripción y la referencia de las capas utilizadas.

Variable	Unidades	Capas utilizadas	Descripción	Referencias de las Capas usadas
Densidad de ríos (dens.rio)	km río / km ²	Ríos 1:50000 crtm05. Cuadrícula 4 km ²	Sumatoria de las longitudes de los ríos en cada píxel dividido por el área de cada píxel	(Ortiz, 2014)
Densidad de carreteras (dens.carretera)	km carretera / km ²	Open street maps road layer (modified). 1 km ² grid.	Sumatoria de las longitudes de las carreteras en cada píxel dividido por el área de cada píxel	Open Street Maps
Densidad límites de propiedades (dens.lim)	km límites de propiedad / km ²	MapaCatastral.shp Proyecto BID-Catastro. 1 km ² grid.	Sumatoria de las longitudes de los límites de propiedad de cada píxel dividido por el área de cada píxel	BID-Catastro 2014
Elevación (elev)	m	Modelo de elevación digital SRTM 30 m		Farr et al. 2007
Pendiente (pend)	Grados	Modelo de elevación digital SRTM 30 m	Grados de inclinación estimados usando la diferencia entre un píxel y el píxel con valor más diferente entre los 4 píxeles vecinos en cruz.	Farr et al. 2007
Distancia a no protegido (dist.AP)	m	Áreas Protegidas	Distancia en pixels desde la cuadrícula a la cuadrícula donde está el límite a un área no protegida	SINAC, 2020
Hábitat Natural (hábitat)	Suma del área de píxeles clasificados como hábitat natural (Ver. Cuadro 2).	Landsat 8	Clasificación supervisada, ver métodos	Elaboración propia
Distancia a hábitat alterado (dist.háb)	m	Hábitat Natural	Distancia en pixels de una celda a un uso de suelo no alterado	Elaboración propia

Cuadro 2. Clasificación de las distintas categorías de uso de suelo analizadas para el mapa de hábitat disponible a partir del mapa de uso de suelo obtenido mediante la interpretación asistida de las imágenes de satélite del año 2019 en el área de estudio.

Cobertura de suelo	Área en clasificación supervisada (km ²)	Clasificación de hábitat posterior
Palma aceitera inmadura	16.08	Alterado
Palma aceitera madura	85.33	Alterado
Plantaciones forestales (Comunmente, <i>Gmelina arborea</i> o <i>Tectona grandis</i>)	79.79	Alterado

Bosque	909.21	Natural
Pastizales o arroz	61.61	Alterado
Manglar	195.78	Natural
Bosque de palma/Yolillal (<i>Raphia taedigera</i>)	201.07	Natural
Humedales herbáceos	10.75	Natural
Suelo descubierto	53.14	Alterado
Urbano	23.97	Alterado
Agua	985.38	Natural

Cuadro 3. Especies de mamíferos grandes y medianos detectados en 64 cámaras trampa ubicadas dentro de la Reserva Forestal Golfo Dulce en 2019-2020. En el cuadro se presenta la categoría de Conservación según UICN (A: Amenazado, CA: Casi Amenazado, DD: datos deficientes, PM: Preocupación menor, V: Vulnerable), la cantidad de detecciones (una detección es al menos una observación en una ocasión de muestreo que se refiere a un período de 10 días), el número de estaciones en que fue observada y la ocupación ingenua que es la proporción de estaciones en que fue detectada. En negrita se representa las especies que fueron analizadas con más detalle en el presente estudio.

Familia	Especie	Categoría UICN	Detecciones	Estaciones	Ocupación ingenua
Cervidae	<i>Mazama temama</i>	DD	35	15	0.23
Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i>	PM	144	46	0.72
	<i>Tayassu pecari</i>	V	8	5	0.08
Canidae	<i>Canis latrans</i>	PM	2	2	0.03
Felidae	<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	PM	26	18	0.28
	<i>Leopardus pardalis</i>	PM	138	48	0.75
	<i>Leopardus wiedii</i>	CA	58	34	0.53
	<i>Panthera onca</i>	CA	51	16	0.25
	<i>Puma concolor</i>	PM	102	32	0.50
Mephitidae	<i>Conepatus semistriatus</i>	PM	69	30	0.47
Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	PM	83	42	0.66
	<i>Galictis vittata</i>	PM	4	4	0.06
	<i>Lontra longicaudis</i>	CA	2	2	0.03
Procyonidae	<i>Nasua narica</i>	PM	251	55	0.86
	<i>Procyon cancrivorus</i>	PM	92	35	0.55
	<i>Procyon lotor</i>	PM	9	5	0.08

Dasypodidae	<i>Dasyopus novemcinctus</i>	PM	77	32	0.50
Tapiridae	<i>Tapirus bairdii</i>	A	132	35	0.55
Myrmecophagidae	<i>Tamandua mexicana</i>	PM	65	33	0.52
Cebidae	<i>Cebus imitator</i>	V	9	8	0.13
Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i>	PM	121	36	0.56
Dasyproctidae	<i>Dasyprocta punctata</i>	PM	501	61	0.95
Didelphidae	<i>Didelphis marsupialis</i>	PM	76	29	0.45
	<i>Philander oposum</i>				

Cuadro 4. Modelos de uso del hábitat y detección ordenados según el criterio de información de Akaike corregido (AICc) para las especies con una menor probabilidad de ocupación estimada. En el cuadro se incluyen, las covariables que fueron incluidas dentro de estimador, el AICc, la diferencia con respecto al modelo con menor AICc (DAIC), la verosimilitud del modelo y el peso del modelo. Las abreviaciones corresponden con las del Cuadro 1.

Especie	Covariables ocupación	Covariables detección	AICc	DAIC	verosimilitud	Peso
<i>Tayassu pecari</i>	psi (dens.lim)	p ()	70.53	0	1	0.389
	psi (dens.lim)	p (perros)	71.07	0.539	0.764	0.297
	psi (dens.lim)	p (caza)	72.41	1.88	0.391	0.152
	psi (dens.lim)	p (t)	72.51	1.982	0.371	0.144
<i>Mazama temama</i>	psi (pend. + dist.AP)	p (cam)	229.97	0	1	0.221
	psi (pend. + dist.AP)	p ()	230.04	0.065	0.968	0.214
	psi (pend. + dist.AP)	p (perros)	230.22	0.246	0.884	0.196
	psi (pend. + dist.AP)	p (t)	230.31	0.34	0.844	0.187
	psi (pend. + dist. háb. + dist.AP)		230.36	0.386	0.824	0.182
<i>Panthera onca</i>	psi (elev. + pend. + dens.lim)	p (perros + cam)	255.49	0	1	0.21
	psi (elev. + pend. + dens.lim)	p (perros + cam. + caza)	256.88	1.39	0.499	0.105
	psi (elev. + pend.+dens.lim)	p (perros + cam + esf)	257.3	1.816	0.403	0.085

	psi (elev. + pend. + dens.lim)	p (perros + cam + t)	257.45	1.96	0.375	0.079
<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	psi ()	p ()	221.73	0	1	0.286
	psi (dens.carreteras)	p ()	221.95	0.212	0.9	0.257
	psi ()	p (perros)	222.86	1.125	0.57	0.163
	psi (hábitat + dens.carreteras)	p ()	223.07	1.304	0.521	0.149
	psi (carreteras + dist.AP)	p ()	223.11	1.378	0.502	0.143

Cuadro 5. Estimadores y errores estándar de las variables incluidas en los mejores modelos de uso del hábitat (Cuadro 4) de los mamíferos con menor probabilidad de uso del hábitat que fueron distintos de cero.

Intercepto	Elevación	Pendiente	Densidad límites	Suma hábitat	Proximidad hábitat	Distancia AP	Densidad de carreteras	Estimador de Detección
<i>Tayassu pecari</i>								
-1.304 (1.648)								
-1.755 (1.372)			-16.276 (10.72)					Perros: 1.314 (1.037)
-1.327 (1.61)								Caza: -24.04 (0.00)
-1.36 (1.597)			-19.11 (17.17)					
<i>Mazama temama</i>								
-1.278 (0.414)		0.949 (0.53)				1.296 (0.458)		CámaraBushnell: -1.156 (0.623); CámaraStealth: -1.495 (0.663)
-1.326 (0.403)		0.936 (0.514)				1.235 (0.436)		
-1.285 (0.408)		0.981 (0.527)				1.24 (0.442)		Perros: -1.07 (0.802)
-1.233 (0.419)		0.85 (0.518)				1.291 (0.469)		Tiempo: -0.004 (0.0036)
-1.443 (0.448)		1.107 (0.581)			-1.178 (0.922)	1.489 (0.526)		Perros: -1.135 (0.8)
<i>Panthera onca</i>								
-1.343 (0.571)	1.924 (0.733)	-1.85 (0.972)	-1.979 (0.959)					Perros: 0.548 (0.647); CámaraBushnell: -0.071 (1.272), CámaraStealth: 1.323 (1.233)
-1.343 (0.571)	1.927 (0.734)	-1.854 (0.973)	-1.983 (0.961)					Perros: -1.441 (0.65); CámaraBushnell: -0.064 (1.27); CámaraStealth: 1.339 (1.231); Caza: -23.076 (--)
-1.361 (0.567)	1.92 (0.737)	-1.847 (0.972)	-1.93 (0.95)					Perros: -1.54 (0.657); CámaraBushnell: -0.102 (1.271);

					CámaraStealth: 1.459 (1.23); Tiempo: -0.001 (0.001)
-1.344 (0.57)	1.922 (0.732)	-1.847 (0.969)	-1.974 (0.957)		Perros: -1.556 (0.648); CámaraBushnell: -0.079 (1.272); CámaraStealth: 1.319 (1.232); Esfuerzo: 0.037 (0.187)
<i>Herpailurus yagouaroundi</i>					
-0.002 (0.568)					
-0.556 (0.619)				0.357 (0.29)	
-2.675 (0.381)					Perros: 0.52 (0.485)
-3.209 (0.641)			0.0006 (0.0003)	0.471 (0.286)	
-1.331 (0.684)				0.0004 (0.0005)	

Cuadro 6. Modelos de uso del hábitat y detección ordenados según el criterio de información de Akaike corregido (AICc) para las especies con una mediana y alta probabilidad de uso del hábitat estimada. En el cuadro se incluye, las covariables que fueron incluidas dentro de estimador, el AICc, la diferencia con respecto al modelo con menor AICc (DAIC), la verosimilitud del modelo y el peso del modelo. Las abreviaciones corresponden con las del Cuadro 1.

Especie	Covariables ocupación	Covariables detección	AICc	DAIC	verosimilitud	Peso
<i>Puma concolor</i>						
	psi (elev. + dens.lim + dist.háb.)		484.59	0	1	0.1576
	psi (elev. + dens.lim + dist.háb.)		485.34	0.7465	0.6885	0.1085
	psi (elev. + dens.lim + dist.háb.)		485.91	1.3101	0.5194	0.0819
	psi (elev. + dens.lim + dist.háb.)		486.40	1.8013	0.4063	0.064
	psi (elev. + dens.lim + dist.háb.)		486.40	1.8075	0.405	0.0638
	psi (elev. + dens.lim + dist.háb.)		486.58	1.9821	0.3712	0.0585
<i>Leopardus wiedii</i>						
	psi (elev. + dens.lim)	p (esf)	384.23	0	1	0.2815
	psi (dist.háb. + dens.carreteras)	p (esf)	385.00	0.7732	0.6794	0.1913
	psi (elev. + dens.lim)	p (perros + esf)	385.23	1.0053	0.6049	0.1703
	psi (elev. + dens.carreteras)	p (esf)	385.66	1.4281	0.4897	0.1379
	psi (elev. + dens.lim)	p (caza + esf)	386.06	1.8283	0.4009	0.1129
	psi (elev.)	p (esf)	386.18	1.9511	0.377	0.1061
<i>Tapirus bairdii</i>						
	psi (dist. háb)	p (cam +esf)	571.57	0	1	0.2771
	psi (dist. háb + dist.AP)	p (cam +esf)	572.64	1.0661	0.5868	0.1626
	psi (elev.)	p (cam +esf)	572.67	1.1011	0.5766	0.1598

psi (elev. + dist.háb.)	p (cam +esf)	572.81	1.2354	0.5392	0.1494
psi (dist. háb)	p (perros + cam + esf)	572.82	1.2501	0.5352	0.1483
psi (pend. + dist háb)	p (cam +esf)	573.55	1.9823	0.3711	0.1028
<i>Cuniculus paca</i>					
psi ()	p (caza)	589.18	0	1	0.1632
psi (dist.AP)	p (caza)	589.64	0.4662	0.7921	0.1293
psi ()	p ()	589.65	0.4769	0.7878	0.1286
psi (dist.AP)	p ()	590.03	0.8572	0.6514	0.1063
psi (dens.rio)	p (caza)	590.19	1.0135	0.6025	0.0983
<i>Pecari tajacu</i>					
psi (pend + dist.háb.)	p (t + caza + esf)	665.29	0	1	0.2421
psi (pend + dist.háb.)	p (cam + caza + esf)	665.32	0.0241	0.988	0.2392
psi (pend + dist.háb.)	p (t + caza + esf)	665.57	0.277	0.8707	0.2108
psi (pend + dist.háb.)	p (esf)	666.1	0.8047	0.6687	0.1619
psi (pend + dist.háb.)	p (cam + esf)	666.31	1.0126	0.6027	0.1459
<i>Leopardus pardalis</i>					
psi ()		677.15	0	1	0.1875
psi (hábitat)		677.34	0.2019	0.904	0.1695
psi (hábitat + prox.)		677.46	0.3151	0.8542	0.1602
psi (dens.rio + dens.lim)		677.49	0.3457	0.8413	0.1577
psi (hábitat + dist.AP)		677.548	0.4011	0.8183	0.1534

Cuadro 7. Estimadores y errores estándar de las variables incluidas en los mejores modelos de uso del hábitat (Cuadro 4) de los mamíferos con mediana y alta probabilidad de uso del hábitat que fueron distintos de cero. Modelos en el Cuadro 6.

Intercepto	Elevación	Pendiente	Densidad límites	Suma hábitat	Proximidad hábitat	Distancia AP	Densidad de carreteras	Estimador de Detección
<i>Puma concolor</i>								
3.453 (1.798)	5.197 (2.351)	-3.179 (1.712)		9.611 (4.427)				Perros: 0.529 (0.313)
3.32 (1.73)	5.123 (2.309)	-3.075 (1.673)		9.267 (4.225)				
3.461 (1.811)	5.208 (2.368)	-3.178 (1.719)		9.61 (4.447)				Perros: 0.505 (0.314); Esfuerzo: 0.111 (0.139)
3.458 (1.801)	5.197 (2.353)	-3.183 (1.715)		9.62 (4.432)				Perros: 0.504 (0.319); Caza: 0.648 (1.442)
3.324 (1.738)	5.125 (2.315)	-3.07 (1.674)		9.268 (4.24)				Esfuerzo: 0.128 (0.138)
<i>Leopardus wiedii</i>								
4.605 (5.883)	19.4 (20.58)		6.21 (7.824)					Esfuerzo: 0.69 (0.35)
2.953 (1.815)					5.059 (2.743)		2.917 (2.237)	Tiempo: 0.004 (0.001); Esfuerzo: 0.79 (0.40)
5.20 (11.48)								Perros: 0.35 (0.34); Esfuerzo: 0.69 (0.36)
2.16 (1.94)	5.14 (4.80)						3.91 (2.54)	Esfuerzo: 0.69 (0.36)
4.65 (6.12)								Caza: 0.48 (1.10); 0.68 (0.35)
<i>Tapirus bairdii</i>								
0.623 (0.358)				2.093 (0.965)				Camara Bushnell: 1.003 (0.562); Camara Stealth: 1.371 (0.55); Esfuerzo: 0.264 (0.128);:
0.642 (0.364)		0.35 (0.294)		1.88 (0.989)				Camara Bushnell: 0.979 (0.56); Camara Stealth: 1.349 (0.548); Esfuerzo: 0.264 (0.128);:

-0.036 (0.289)	0.786 (0.34)			Camara Bushnell: 0.956 (0.551); Camara Stealth: 1.333 (0.539);Esfuerzo: 0.265 (0.128);:
0.342 (0.416)	0.461 (0.41)	1.447 (1.058)		Camara Bushnell: 0.98 (0.557); Camara Stealth: 1.353 (0.544);Esfuerzo: 0.264 (0.128);:
0.63 (0.359)		2.089 (0.965)		Perros: -0.355 (0.319); Camara Bushnell: 1.039 (0.56);Camara Stealth: 1.434 (0.549)
<i>Cuniculus paca</i>				
0.376 (0.27)				Caza:-24.03 (0.001)
0.34 (0.28)			-0.37 (0.28)	Caza:-26.9 (0.001)
0.377 (0.27)				
0.342 (0.28)			-0.37 (0.28)	
0.33 (0.277)			-0.381 (0.34)	Caza: -26.5 (0.001)
<i>Pecari tajacu</i>				
1.343 (0.412)	-1.287 (0.537)	-1.205 (0.741)		Esfuerzo: 0.50 (0.180)
1.393 (0.429)	-1.315 (0.551)	-1.221 (0.749)		Camara Bushnell: -0.616 (0.325); Camara Stealth: -0.332 (0.323);: 0 (0);Esfuerzo: 0.532 (0.183)
1.371 (0.42)	-1.302 (0.544)	-1.218 (0.745)		Tiempo: 0.001 (0.001); Esfuerzo: 0.528 (0.184);

1.348 (0.414)		-1.207 (0.741)		Esfuerzo: 0.499 (0.18)
	-1.292 (0.539)			
1.399 (0.432)		-1.224 (0.75)		CamarasBushnell: -0.616 (0.325); Camaras Stealth: -0.361 (0.323);Esfuerzo: 0.526 (0.183)
	-1.321 (0.553)			
<i>Leopardus pardalis</i>				
1.522(0.409)				Perros: 0.439 (0.242); Esfuerzo: 0.344 (0.145)
1.342 (0.427)		0.786 (0.575)		Perros: 0.447 (0.242); Esfuerzo: 0.346 (0.145)
1.391 (0.596)		0.854 (0.160)	-1.219 (1.022)	Perros: 0.470 (0.245); Esfuerzo: 0.349 (0.144)
3.539 (1.551)	-1.43 (0.885)		2.08 (1.412)	Perros: 0.476 (0.241); Esfuerzo: 0.341 (0.145)
1.041 (0.448)		1.797 (1.309)	-0.957 (0.902)	Perros: 0.456 (0.243); Esfuerzo: 0.348 (0.145)

Figuras

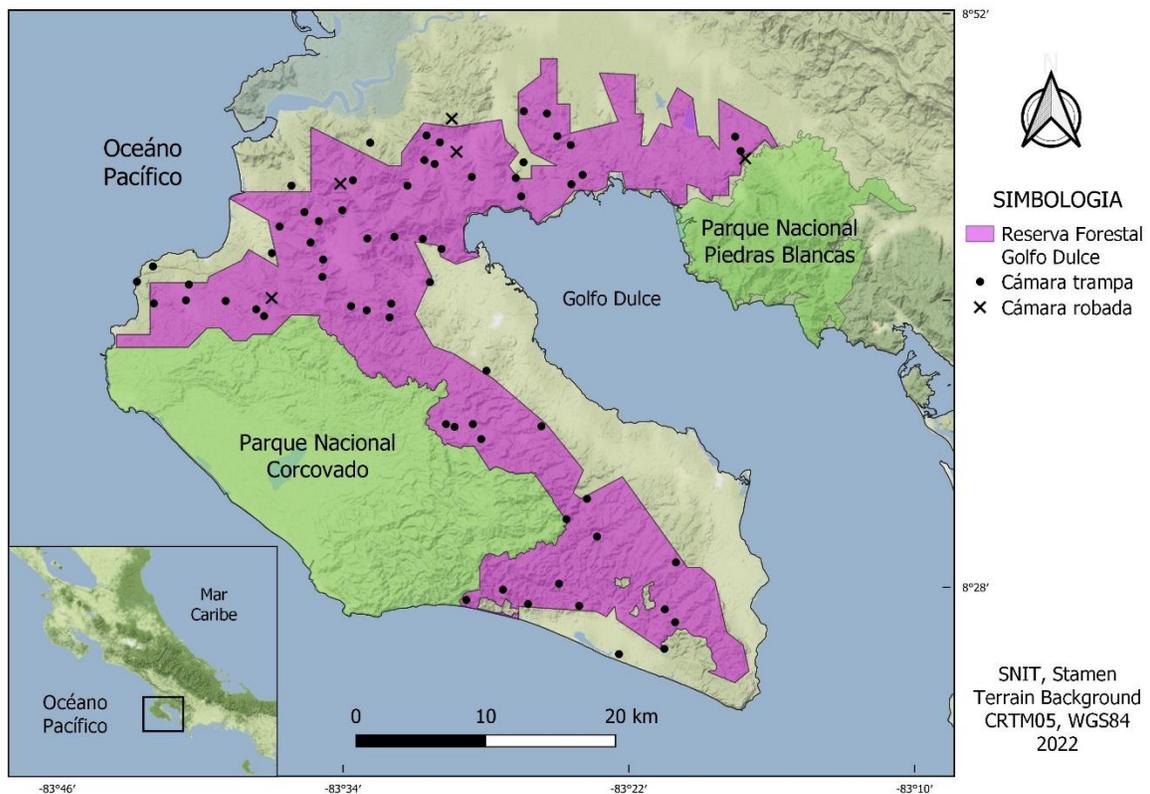


Fig. 1. Distribución espacial de estaciones de muestreo constituidas por una cámara trampa para la detección de mamíferos grandes y medianos (de enero 2019 a junio 2020) en la Reserva Forestal Golfo Dulce, Península de Osa.

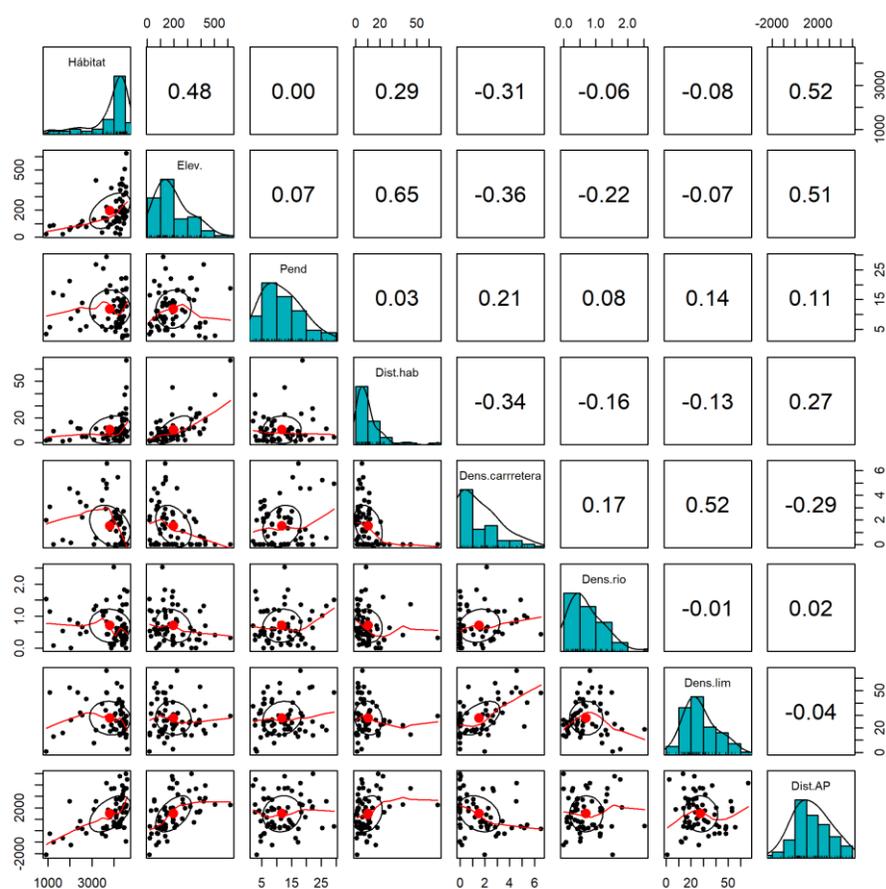


Fig. 2. Correlaciones de Pearson entre las variables utilizadas como covariables de ocupación extraídas para cada estación de muestreo y utilizadas para el análisis de probabilidad de uso de hábitat de las especies de mamíferos de la Península de Osa analizadas. En la diagonal la distribución de valores de cada variable. Bajo la diagonal el gráfico de dispersión entre las variables que se intersecan entre una fila y una columna, indicando con punto rojo el promedio de ambas variables. Sobre la diagonal los valores de correlación de Pearson entre las variables que se intersecan entre las filas y columnas. Los nombres de las abreviaturas de las variables en el Cuadro 1.

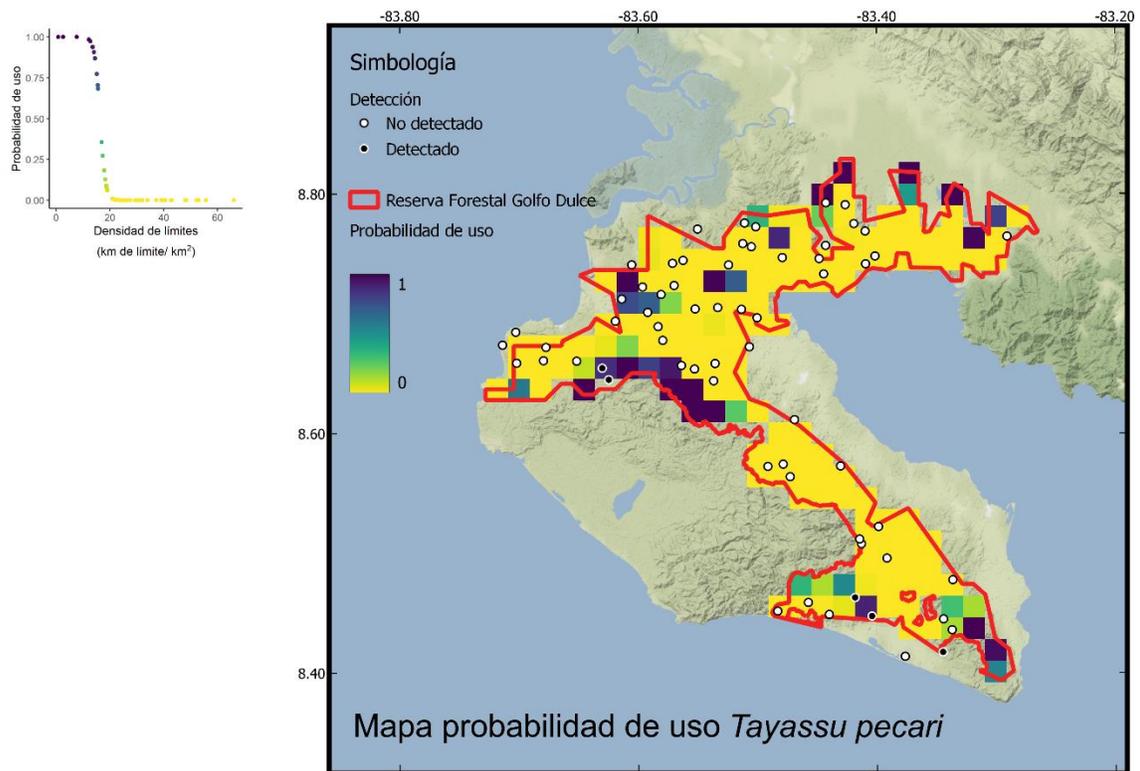


Fig. 3. Mapa de probabilidad de uso de hábitat del chancho de monte (*Tayassu pecari*) dentro de la Reserva Forestal Golfo Dulce junto con el gráfico que muestran la relación entre las variables que explicaron la probabilidad de uso en los modelos que mejor se ajustaron a los datos observados.

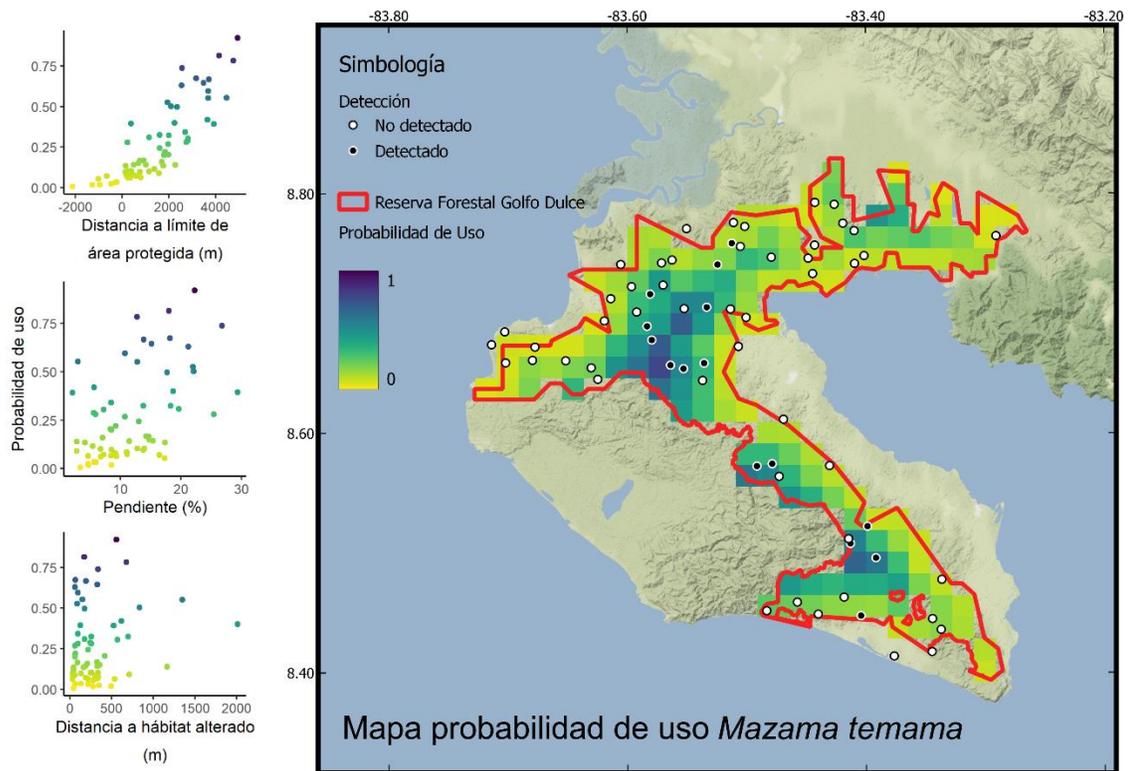


Fig. 4. Mapa de probabilidad de uso de hábitat del cabro de monte (*Mazama temama*) dentro de la Reserva Forestal Golfo Dulce junto con gráficos que muestran la relación entre las variables que explicaron la probabilidad de uso en los modelos que mejor se ajustaron a los datos observados.

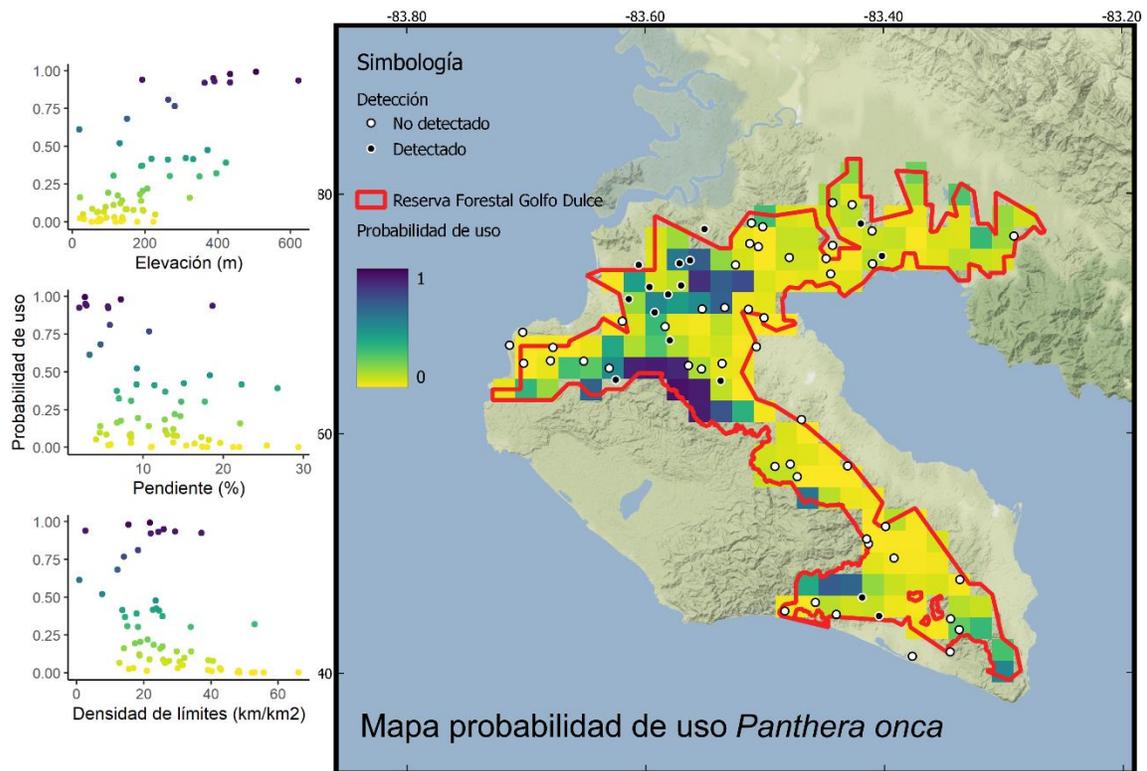


Fig. 5. Mapa de probabilidad de uso de hábitat del jaguar (*Panthera onca*) dentro de la Reserva Forestal Golfo Dulce junto con gráficos que muestran la relación entre las variables que explicaron la probabilidad de uso en los modelos que mejor se ajustaron a los datos observados.



Fig.6. A: La hembra “Nubosa” (delante) en compañía del macho “Tico” (atrás). **B:** La hembra “Nubosa” (delante) en compañía del macho “Lwazo” (atrás). Ambos registros en las filas de montañas del sector norte de la Reserva Forestal Golfo Dulce, Península de Osa, Costa Rica. Identificaciones a nivel de individuos en colaboración con T. Haroutiounian

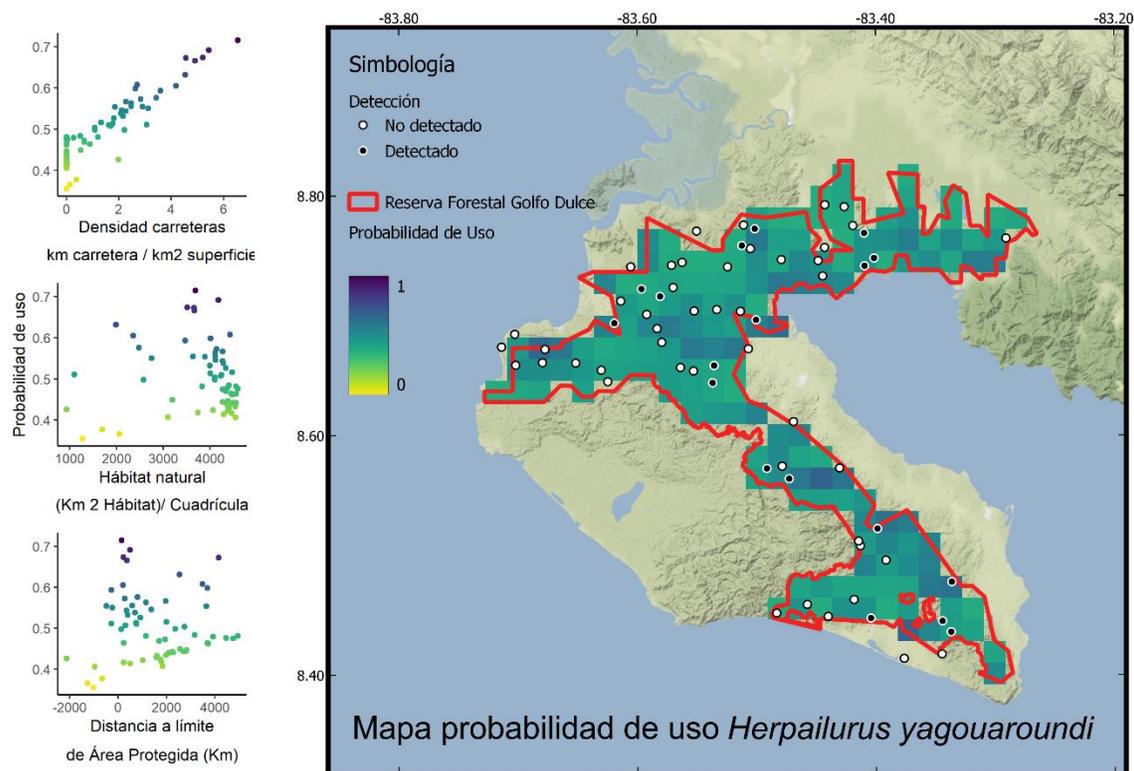


Fig. 7. Mapa de probabilidad de uso de hábitat del yaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*) dentro de la Reserva Forestal Golfo Dulce junto con gráficos que muestran la relación entre las variables que explicaron la probabilidad de uso en los modelos que mejor se ajustaron a los datos observados.



Fig. 8. Registro de tres individuos yaguarundis juntos: una hembra adulta (centro), un cachorro pequeño (derecha), y lo que parece ser un individuo juvenil (izquierda) en las filas de montañas del sector norte de la Reserva Forestal Golfo Dulce, Península de Osa, Costa Rica.

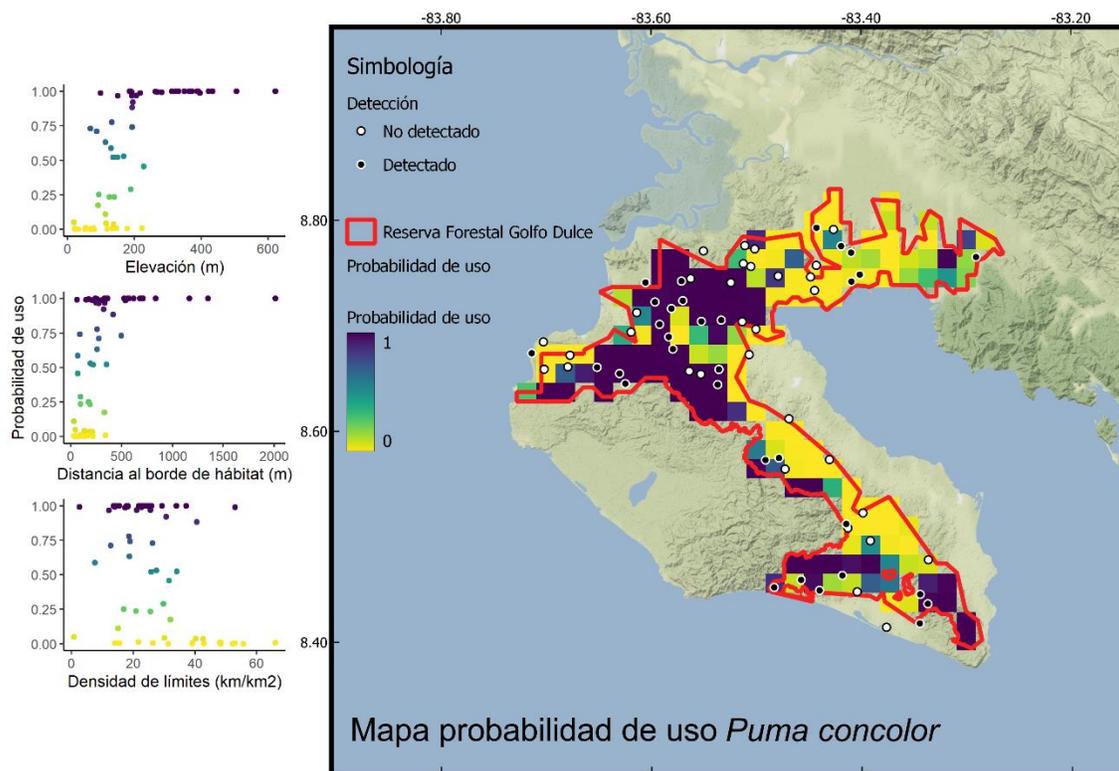


Fig. 9. Mapa de probabilidad de uso de hábitat del puma (*Puma concolor*) dentro de la Reserva Forestal Golfo Dulce junto con gráficos que muestran la relación entre las variables elevación, distancia al borde de hábitat y densidad de límites de propiedad y la probabilidad de uso en los modelos que mejor se ajustaron a los datos observados.



Fig. 10. Pareja de pumas viajando juntos detectados en zonas elevadas del sector sur de la Reserva Forestal Golfo Dulce, Península de Osa, Costa Rica.

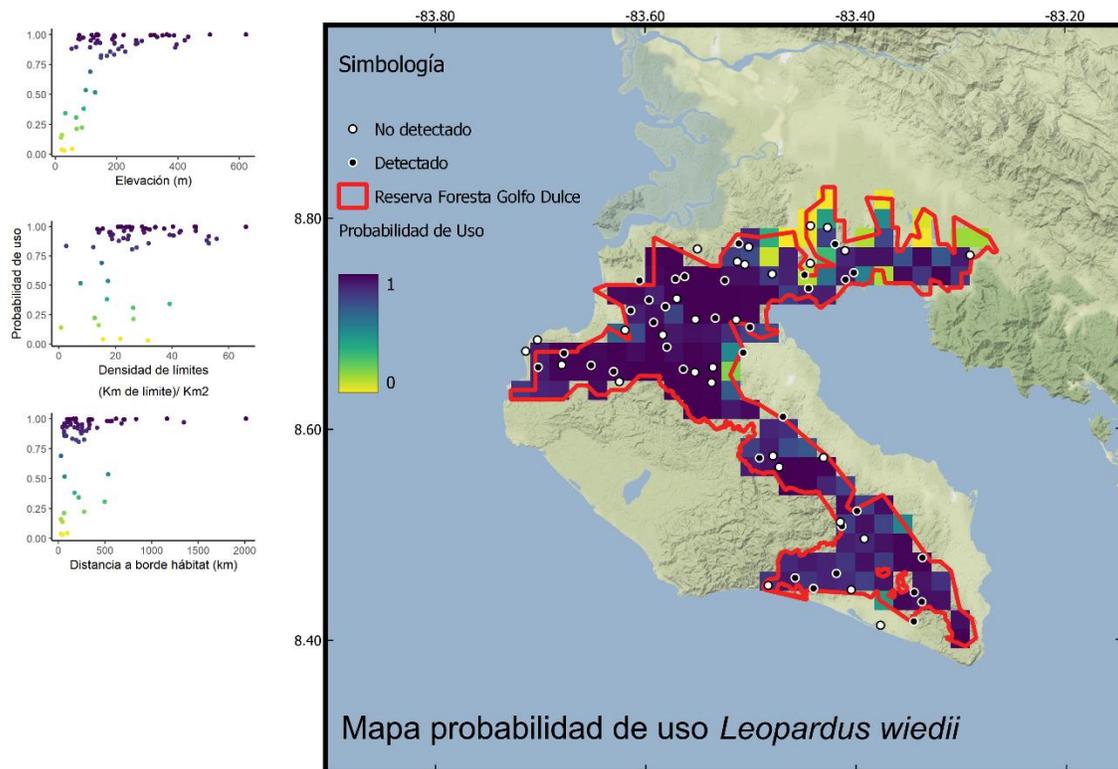


Fig. 11 Mapa de probabilidad de uso de hábitat del caucel (*Leopardus wiedii*) dentro de la Reserva Forestal Golfo Dulce junto con gráficos que muestran la relación entre las variables que fueron incluidas con mayor frecuencia en los modelos que mejor explicaron la probabilidad de uso en los modelos que mejor se ajustaron a los datos observados.

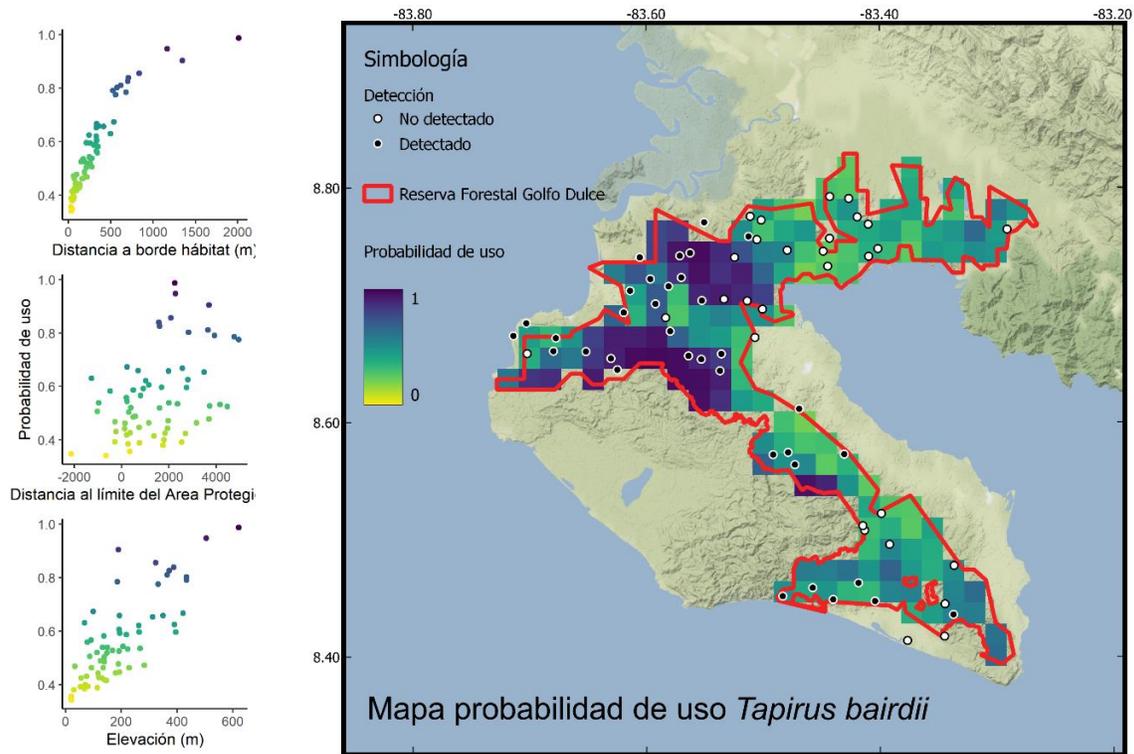


Fig. 12. Mapa de probabilidad de uso de hábitat de la danta (*Tapirus bairdii*) dentro de la Reserva Forestal Golfo Dulce junto con gráficos que muestran la relación entre las variables que explicaron la probabilidad de uso en los modelos que mejor se ajustaron a los datos observados.

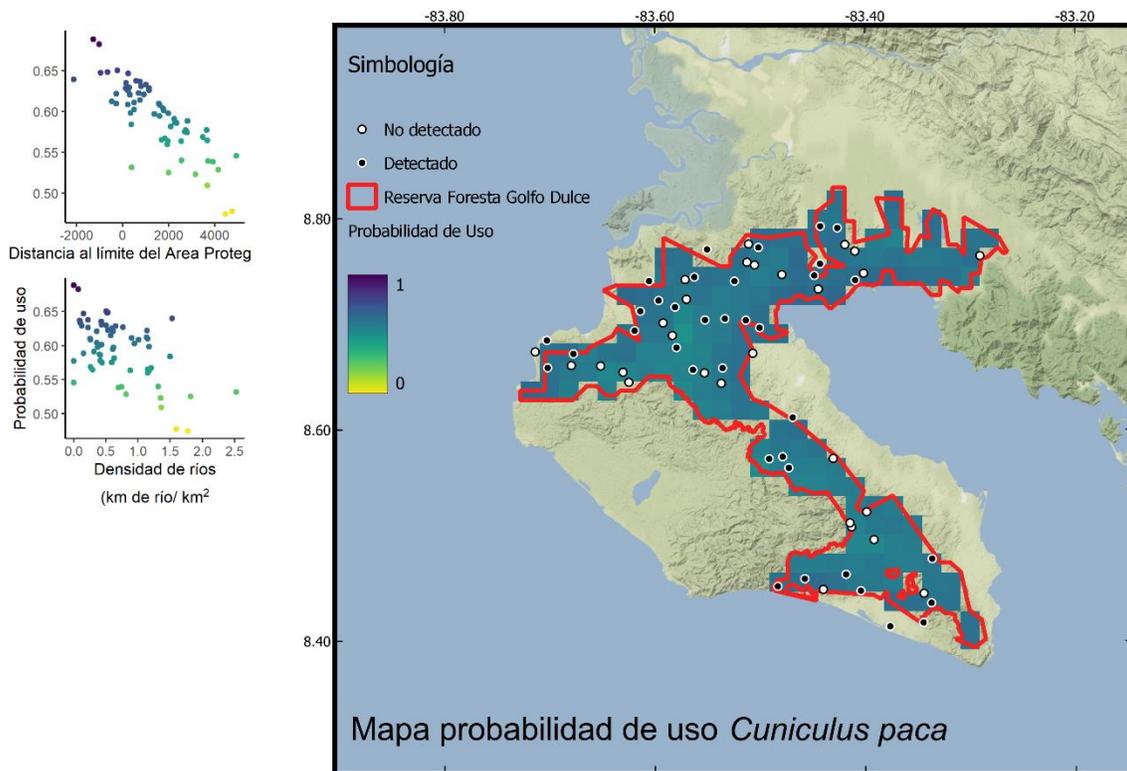


Fig. 13. Mapa de probabilidad de uso de hábitat del tepezcuintle (*Cuniculus paca*) dentro de la Reserva Forestal Golfo Dulce junto con gráficos que muestran la relación entre las variables que explicaron la probabilidad de uso en los modelos que mejor se ajustaron a los datos observados.

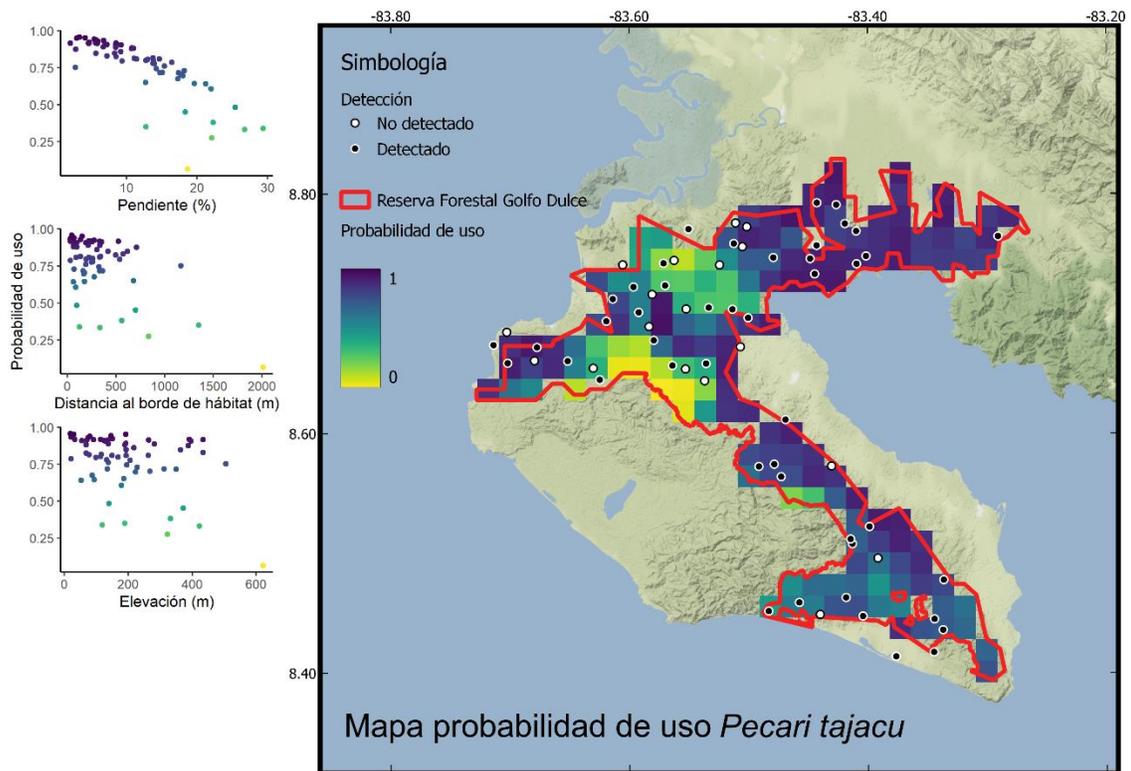


Fig. 14. Mapa de probabilidad de uso del hábitat del saíno (*Pecari tajacu*) dentro de la Reserva Forestal Golfo Dulce junto con gráficos que muestran la relación entre las variables que explicaron la probabilidad de uso en los modelos que mejor se ajustaron a los datos observados.

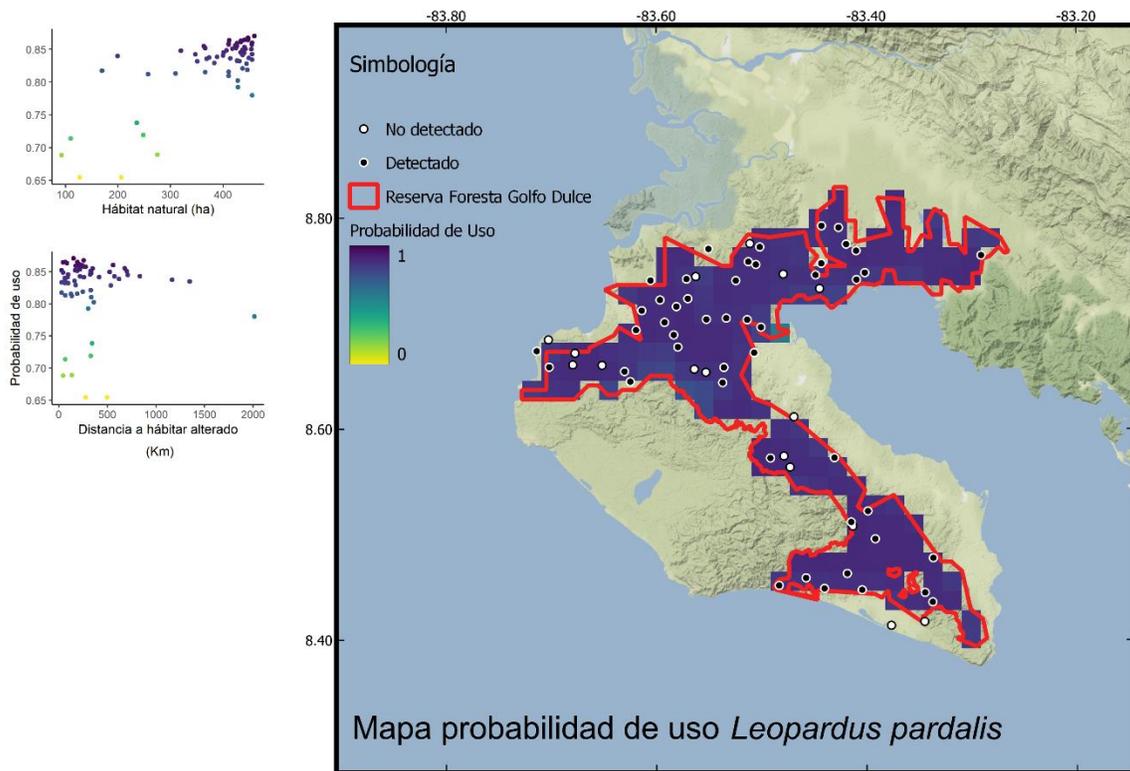


Fig. 15. Mapa de probabilidad de uso del hábitat del manigordo (*Leopardus pardalis*) dentro de la Reserva Forestal Golfo Dulce junto con gráficos que muestran la relación entre las variables que explicaron la probabilidad de uso en los modelos que mejor se ajustaron a los datos observados.