

Primera aproximación al uso de la ocupación del tapir (*Tapirella bairdii* Gill, 1865) como indicador de la integridad ecológica en la Reserva de la Biosfera Maya, Guatemala

First approach to the use of Baird's Tapir (Tapirella bairdii Gill, 1865) occupancy as an indicator of ecological integrity in the Maya Biosphere Reserve, Guatemala

Manolo J. García ^{1*}, Raquel S. Leonardo², Vivian R. González-Castillo¹, Gerber D. Guzman-Flores¹, Nery Jurado², Mynor A. Sandoval¹, Carlos A. Gaitán¹, Adriana Rivera², Andrea L. Aguilera¹, María G. Cajbon-Vivar¹, Cristel M. Pineda³, Ana L. Lobos⁴

¹Centro de Estudios Conservacionistas, Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia, Universidad de San Carlos de Guatemala,

²Fundación Defensores de la Naturaleza, ³Parque Nacional Tikal y ⁴Parque Nacional Yaxhá Nakum Naranjo, Guatemala

*Autor al que se dirige la correspondencia: guzmau@outlook.com

Recibido: 10 de junio 2019 / Revisión: 23 de septiembre 2019 / Aceptado: 11 de noviembre 2019

Resumen

La Reserva de la Biosfera Maya (RBM) es un área protegida de relevancia nacional, regional y mundial por la diversidad biológica asociada y los beneficios que se obtienen de esta. En su plan maestro se plantea el conjunto de elementos de conservación a partir de los cuales se orientan estrategias y se evalúa la efectividad de manejo de dicha reserva, entre los cuales se incluye a *Tapirella bairdii* (tapir), por lo que es importante contar con un monitoreo de esta especie como una herramienta para la administración de esta reserva. En el 2015 se inició el desarrollo de un protocolo de monitoreo basado en la estimación de la probabilidad de ocupación y el presente estudio constituye la continuación de esta iniciativa a través de la implementación de las temporadas de muestreo en 2017 y 2018. Se registró la presencia del tapir en cinco zonas núcleo de la RBM empleando trampas cámara y se estimó la probabilidad de ocupación. Los valores estimados sugieren una relación de la ocupación con la integridad ecológica, en la cual hay una mayor ocupación en áreas con menor perturbación. Se generaron modelos con cinco covariables relacionadas con amenazas potenciales, sin embargo fue el modelo nulo el que se seleccionó de acuerdo al criterio definido. Los resultados sugieren que la integridad ecológica en las áreas de estudio está siendo afectada como consecuencia de las presiones antrópicas por lo que es necesario el fortalecimiento de aquellas con menores valores de ocupación.

Palabras claves: ocurrencia, fototrampeo, probabilidad de detección, Presence, Selva Maya

Abstract

The Maya Biosphere Reserve (MBR) is a protected area of national, regional and global relevance due to the associated biological diversity and the benefits obtained from it. In its master plan, a set of conservation elements are selected, on which strategies are oriented and the management effectiveness is evaluated, among which *Tapirella bairdii* (Baird's tapir) is included, so it is important to have a monitoring of this species as a tool for the management of this reserve. In 2015, the development of a monitoring protocol based on the estimation of the probability of occupancy started and the present study constitutes the continuation of this initiative through the implementation of the sampling seasons in 2017 and 2018. It was registered the presence of the tapir in five core areas of the MBR using camera traps and the probability of occupancy was estimated. The estimated values in the study areas suggest a relationship of occupancy with the ecological integrity, in which there is a greater occupancy in areas with less disturbance. Models with five covariates related to potential threats were generated, however it was the null model that was selected according to the defined criteria. The results indicate that ecological integrity in the study areas is being affected as a result of the anthropic pressures, so it is necessary to strengthen those with lower occupancy values.

Keywords: occurrence, camera trapping, detection probability, Presence, Maya Forest

Introducción

La declaración de áreas protegidas es una de las principales estrategias para la conservación de la diversidad biológica como base para el desarrollo de las sociedades humanas a través de los servicios ecosistémicos que provee de manera directa e indirecta; sin embargo, en su manejo posterior se requiere de herramientas que permitan evaluar la efectividad en el cumplimiento de los objetivos de conservación (Laterra, Jobbágy, & Paruelo, 2011; Naughton-Treves, Holland, & Brandon, 2005). La Reserva de la Biosfera Maya (RBM) es de gran relevancia a nivel nacional, regional y mundial por la elevada diversidad biológica presente en su territorio y en consecuencia por la cantidad y calidad de los servicios ecosistémicos que provee (Consejo Nacional de Áreas Protegidas [Conap], 2015). De acuerdo con la normativa del Sistema Guatemalteco de Áreas Protegidas (Sigap), los Planes Maestros son los instrumentos oficiales para el manejo y planificación de las áreas protegidas, donde se desarrollan, entre otros, programas de monitoreo biológico e investigación que permitan conocer la integridad ecológica de las áreas protegidas a través del tiempo, de modo que sea posible evaluar su efectividad en el manejo (Conap, 2012).

Durante los procesos de creación y actualización de planes maestros se seleccionan elementos de conservación que representan elementos prioritarios en los ámbitos natural, cultural y/o socioeconómico, a partir de los cuales se definen objetivos y metas de conservación, que posteriormente son evaluados. En el plan maestro vigente de la RBM por primera vez se incluyó a *Tapirella bairdii* (Gill, 1865) (tapir o danto) como un elemento de conservación natural (a nivel de especie), debido a que su estado actual de conservación la cataloga como una especie en Peligro, además de ser esta área protegida donde se estima que habita el 80 % de sus poblaciones silvestres a nivel nacional, con una probabilidad de supervivencia de 1.0 en los una proyección de 100 años (Conap, 2015; García et al., 2016; García & Leonardo, 2016). Por estas razones es necesario contar con plan de monitoreo de la especie dentro de la reserva.

Con base en esta necesidad, en el 2015 el programa para la conservación del tapir en Guatemala inició el desarrollo de un protocolo estandarizado para el monitoreo del tapir en la RBM e implementó un estudio piloto en tres zonas núcleo en el 2016 (Centro de Estudios Conservacionistas [Cecon] & Fundación Defensores de la Naturaleza [FDN], 2016). El presente estudio se plantea como seguimiento a dicha iniciativa, a fin de contribuir con el desarrollo de indicadores que permitan

evaluar la integridad ecológica de esta área protegida, basada en criterios científicos. El objetivo general del proyecto fue establecer la línea base para la estimación de la probabilidad de ocupación del tapir como indicador de la integridad ecológica en programas de investigación y monitoreo de la RBM. Los objetivos específicos fueron: estimar la frecuencia de registros de *T. bairdii* en zonas núcleo, estimar la probabilidad de ocupación de *T. bairdii* en las áreas de estudio y desarrollar modelos con covariables que representen amenazas para la especie.

Materiales y métodos

Ubicación y temporalidad de la investigación

La RBM se encuentra ubicada en Petén, Guatemala, es el área protegida de mayor extensión en el país con 2.1 millones ha, compuestas por selvas tropicales subcaducifolias (Conap, 2015). El clima es de tipo tropical cálido-húmedo sin estaciones bien definidas, sin embargo presenta un gradiente climático que va de oeste a este, con temperaturas medias entre 22 y 29°C y precipitaciones anuales entre 1,000 y 1,900 mm, siendo el oeste más húmedo con temperaturas medias más bajas (Conap, 2015).

En cuanto a su división administrativa se divide en tres tipos de zonas de manejo: zona de amortiguamiento (ZAM), zona de usos múltiples (ZUM) y zonas núcleo. Las zonas núcleo corresponden a áreas con fines exclusivamente de conservación, investigación científica y turismo de bajo impacto, y están conformadas por cuatro biotopos protegidos (BP) y cinco parques nacionales (PN) (Conap, 2015). En el presente estudio se incluyeron cinco zonas núcleo: Biotopo Protegido Naachtún Dos Lagunas (BPNDL), Biotopo Protegido San Miguel La Palotada - El Zotz (BPSMPZ), Parque Nacional Tikal (Panat), Parque Nacional Yaxhá Nakum Naranjo (PNYNN) y Parque Nacional Sierra del Lacandón (PNSL) (Figura 1). De acuerdo con García y Leonardo (2016) la RBM contiene dos remanentes de hábitat potencial para el tapir denominados RBM-NE y RBM-NO, en el primero se incluyen BPNDL, BPSMPZ, Panat y PNYNN, mientras que en el segundo está el PNSL.

Los muestreos se llevaron a cabo durante las temporadas secas e inicio de las temporadas lluviosas de 2017 y 2018, con una duración variable entre años y áreas de estudio (Tabla 1). El PNYNN únicamente fue muestreado en el 2018.

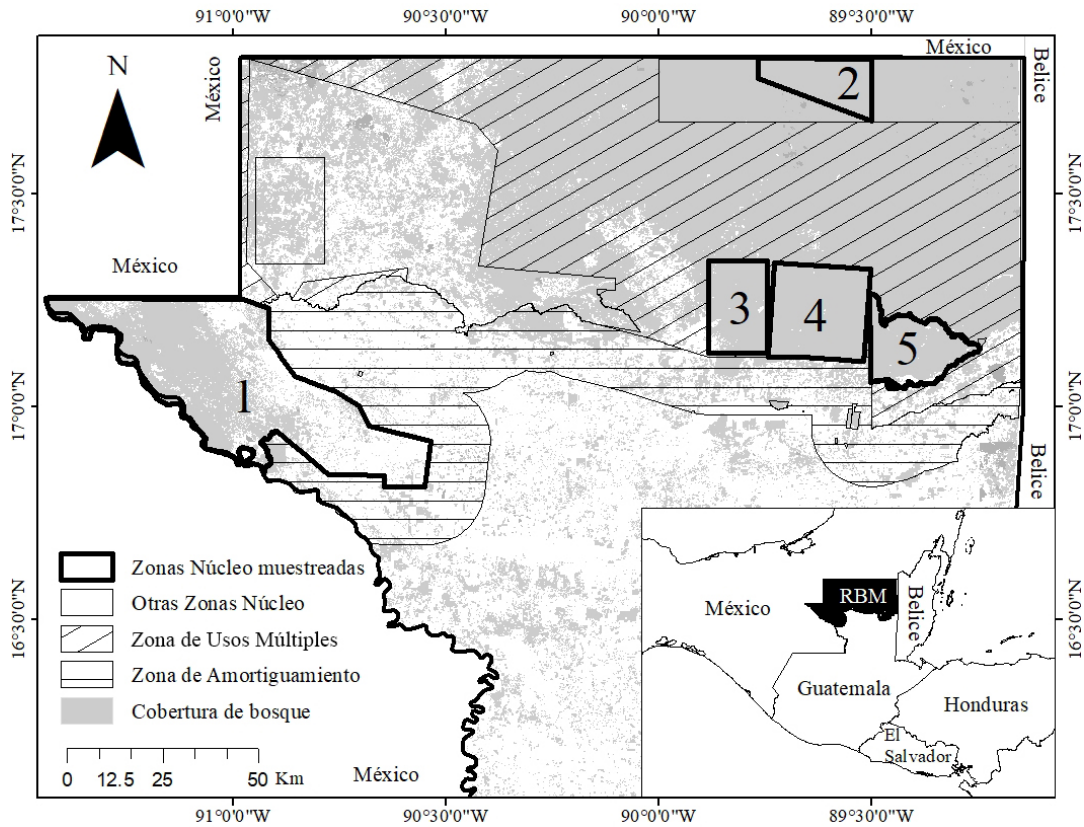


Figura 1. Mapa de las áreas de estudio en la Reserva de la Biosfera Maya, Petén, Guatemala. 1: Parque Nacional Sierra del Lacandón (PNSL), 2: Biotopo Protegido Naachtún Dos Lagunas (BPNDL), 3: Biotopo Protegido San Miguel La Palotada-El Zotz (BPSMPZ), 4: Parque Nacional Tikal (Panat), 5: Parque Nacional Yaxhá-Nakum-Naranjo (PNYNN).

Tabla 1
Esfuerzo de muestreo por área de estudio

Remanente de hábitat potencial	Área de estudio	Número de estaciones 2017	Número de días 2017	Número de estaciones 2018	Número de días 2018
RBM-NE	BPNDL	9	130	7	90
	BPSMPZ	8	130	8	90
	Panat	9	70	6	90
	PNYNN	-	-	5	90
RBM-NO	PNSL	36	140	36	110

Nota. Zonas núcleo: Biotopo Protegido Naachtún Dos Lagunas (BPNDL), Biotopo Protegido San Miguel La Palotada - El Zotz (BPSMPZ), Parque Nacional Tikal (Panat), Parque Nacional Yaxhá Nakum Naranjo (PNYNN) y Parque Nacional Sierra del Lacandón (PNSL) (Figura 1).

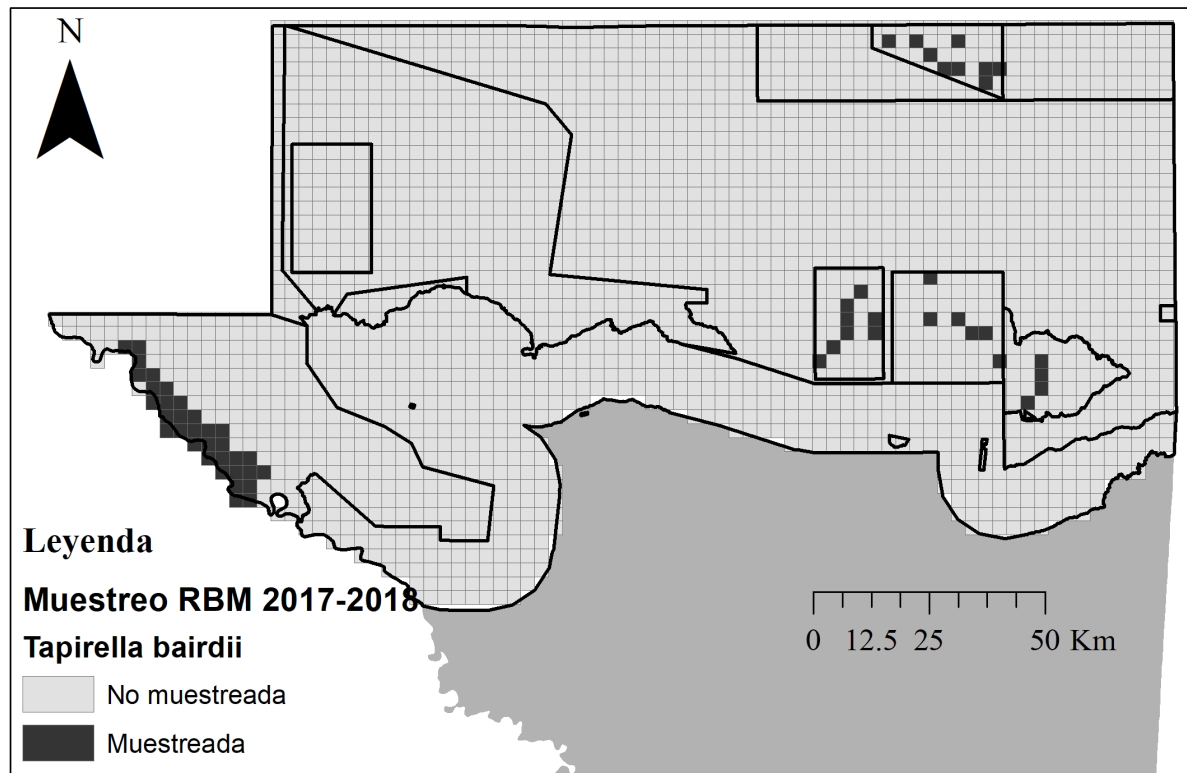


Figura 2. Ubicación de las celdas de muestreo de *Tapirella bairdii* en la Reserva de la Biosfera Maya 2017-2018.

Recolección de datos

En la fase de campo se implementó el protocolo propuesto por Cecon y FDN (2016); la implementación en las áreas de estudio estuvo a cargo de las instituciones administradoras de cada área protegida en conjunto con el programa. La selección de los sitios de muestreo se realizó a través de la proyección de una cuadrícula de 3x3 km sobre la RBM y se seleccionaron de cinco a nueve celdas a ser muestreadas en áreas del remanente RBM-NE y 36 celdas para el remanente RBM-NO, procurando que fueran contiguas y de mayor acceso (Tabla 1 y Figura 2). El número de celdas muestreadas respondió al número de trampas cámaras disponibles y el difícil acceso a las áreas durante la época de lluvias. Asimismo, se evitó la instalación del equipo en áreas con mayor presencia ilegal de personas con el fin de reducir el riesgo de robo o destrucción del mismo. En cada celda muestreada se instaló una trampa cámara para el registro de la presencia de *T. bairdii*, preferentemente en sitios con alta probabilidad de detección, como cuerpos de agua, letrinas, comederos o pasos de

fauna. Como complemento al fototrampeo, durante la instalación y las revisiones mensuales de las trampas cámara se buscaron rastros de *T. bairdii*, como huellas y heces recientes, sin embargo estos datos únicamente se utilizaron en dos estaciones del PNYNN, donde por sustracción del equipo no se obtuvieron fotografías. Se registró pérdida de equipo en el BPSMPZ y Panat, por lo que siete estaciones no estuvieron activas durante todo el período de muestreo.

Empleando el software Camera Base (versión 1.7, San Diego Zoo, Global Institute for Conservation Research, Escondido, California) se generó una base de datos con la información de las fotografías con los siguientes campos: fecha, hora, especie, sexo y número de individuos. Se consideró la independencia entre registros al transcurrir al menos una hora entre fotografías de una misma especie en una misma estación de muestreo. Asimismo, dado que *T. bairdii* no presenta marcas en el pelaje para el reconocimiento de individuos específicos, no se contempló la identificación a nivel de individuo.

Técnicas e instrumentos

Se utilizó el método de fototrampeo, el cual consiste en la utilización de trampas cámara para el registro de fauna silvestre mediante la activación de sensores de calor y movimiento. Las trampas cámara utilizadas fueron de la marca Bushnell, modelos Trophycam 8MP y Trophycam 14MP Agressor No Glow; el primer modelo fue programado para tomar tres fotos en cada evento de captura con 1 s de espera entre dos eventos y el segundo modelo para tomar una foto por cada evento con 0.7 s entre eventos, ambos activos las 24 h del día.

Procesamiento y análisis de la información

Se elaboraron historiales de captura con intervalos de 10 días a partir de los registros de *T. bairdii* en las estaciones de muestreo de acuerdo con Jordan, Schank, Urquhart y Dans (2016), en los cuales se asignó el valor uno cuando la especie estuvo presente y cero cuando no se registró la presencia. Posteriormente se utilizó el software Presence (versión 11.4, U.S. Geological Survey, Laurel, Maryland) para estimar ocupación observada, probabilidad de ocupación y detectabilidad (Hines, 2006). La ocupación observada representa la proporción del hábitat muestreado donde ocurre la especie; la probabilidad de ocupación incorpora la probabilidad de detección como un parámetro adicional del modelo, con lo cual se consideran aquellos individuos que estaban presentes pero no fueron detectados a partir de historiales de registro/no registro de una especie o un conjunto de especies (MacKenzie, et al., 2006).

Se utilizó el modelo para una sola temporada con la probabilidad de ocupación y la detectabilidad constantes, tanto para cada área protegida por separado, como para los remanentes RBM-NE y RBM-NO y el bloque Zotz-Tikal-Yaxhá, así como para cada año de muestreo por separado y con la combinación de datos de ambos años de muestreo. Un supuesto para estimación de ocupación asume que se trata de una población cerrada, es decir, que no cambia el número inicial de individuos durante el muestreo.

Tomando en cuenta que el período de gestación del tapir dura 13 meses y que las crías permanecen con su madre alrededor de un año, en este estudio aún se consideró como una población cerrada los datos combinados de 2017 y 2018, ya que las crías que nacieron en este período fueron registradas aún junto con su madre, y no fueron considerarlas como un nuevo individuo (Quse & González, 2008).

Adicionalmente, para el remanente RBM-NE y el bloque Zotz-Tikal-Yaxhá se generaron seis modelos de ocupación para *T. bairdii*, incluyendo las siguientes covariables: distancia al borde de la cobertura forestal, distancia a centros poblados, distancia a caminos, distancia a incendios 2014-2018, distancia a incendios 2018 y el modelo nulo en el cual se considera tanto la ocupación como la detectabilidad constantes. Los valores de las covariables se obtuvieron a partir del procesamiento de los siguientes mapas temáticos: centros poblados y caminos del Instituto Geográfico Nacional (IGN) a escala 1:50,000, mapa de cambio en la cobertura forestal mundial de Hansen y colaboradores (2013) y mapa de incendios 2014-2018 generado por la *National Aeronautics and Space Administration* [NASA] (2018).

Para la elaboración del mapa de la distancia al borde de la cobertura forestal, el mapa de Hansen y colaboradores (2013) fue transformado a un mapa binario que incluyó áreas con cobertura forestal y áreas sin cobertura para el 2018. Este mapa fue clasificado empleando la aplicación de análisis morfológico del patrón espacial (MSPA por sus siglas en inglés) del software Guidos (versión 2.7, European Commission-Joint Research Centre, Ispra Italy,), la cual permite clasificar una imagen en siete clases de acuerdo al patrón espacial de sus componentes en: núcleo, borde, puente, brazo, perforación, lazo e isla (Soille & Vogt, 2008; Vogt & Riitters, 2017). De los cuales se extrajeron las celdas identificadas como borde para ser utilizadas en análisis posteriores.

Los mapas de distancia de las covariables fueron elaborados utilizando la herramienta *Cost Distance* de la aplicación *Spatial Analyst* del software ArcMap (versión 10.1, ESRI, Redlands, California), la cual permite estimar la distancia de todos los píxeles hacia una fuente determinada, como por ejemplo centros poblados (vector tipo punto) o caminos (vector tipo línea). Los mapas resultantes fueron editados en formato raster con píxeles de 9 km² y su extensión fue limitada a la RBM. Se generaron modelos que incluyeron cada variable por separado y las combinaciones de dos covariables como variación de la ocupación, tanto con la detectabilidad constante como con la detectabilidad variando en función de cada muestreo. Los modelos resultantes fueron evaluados a partir del valor del criterio de información de Akaike (AIC) generado por el software Presence.

Resultados

Se obtuvieron 175 y 113 eventos independientes de fotocaptura de *T. bairdii* en 2017 y 2018 respectivamente (Tabla 2 y Figura 3). Para el remanente RBM-

NE, la mayor ocupación observada durante el 2017 fue para el BPNDL y la menor para el BPSMPZ, y en el 2018 el PNYNN obtuvo la mayor ocupación seguido del BPNDL (Tabla 3). La mayor probabilidad de ocupación fue para el BPNDL en el 2017 y el PNYNN y el BPSMPZ en el 2018, todos con 1.0. Al combinar los datos del 2017 y 2018, la mayor probabilidad de ocupación fue para el BPNDL, seguido del conjunto de áreas del remanente RBM-NE y la más baja fue el bloque Zotz-Tikal-Yaxhá (Tabla 4). El bloque RBM-NO presentó una menor ocupación observada y probabilidad de ocupación que el bloque RBM-NE en cada año por separado como con la combinación de ambos años.

Para el remanente RBM-NE y para el bloque Zotz-Tikal-Yaxhá el modelo que presentó el menor valor de AIC fue el modelo nulo (Tablas 5 y 6). Con base en estos modelos, para el remanente RBM-NE se estimó una ocupación observada de 0.71, una probabilidad de .73 y una detectabilidad de .30, y para el bloque Zotz-Tikal-Yaxhá una ocupación observada de 0.59, una probabilidad de ocupación de .62 y una detectabilidad de .24.

Discusión

Con respecto a la estimación de la ocupación observada de *T. bairdii*, el PNYNN y el BPNDL mostraron los valores más altos entre 0.86 y 1.0. Estos valores son mayores a los reportados en otros estudios en México, Honduras y Costa Rica, que van de 0.26 a 0.81 (Cove, et al., 2013; McCann, 2015; McCann, Wheeler, Coles, & Bruford, 2012; de la Torre, Rivero, Camacho, & Álvarez-Márquez, 2018). El valor más alto estimado en otros estudios corresponde a la Reserva Río Plátano en Honduras con una ocupación de 0.81 (McCann, 2015). Esta reserva ubicada en el oeste de Honduras, en conjunto con áreas de Nicaragua, conforman uno de los remanentes boscosos de mayor tamaño en Centro América; siendo a la vez un área con poca deforestación (Hansen et al., 2013). Lo anterior podría sugerir que la ocupación del tapir está relacionada positivamente con áreas bien conservadas y con menor accesibilidad, tal como lo reportado por McCann (2015) para remanentes en Honduras y Torre y colaboradores (2018) en México.

Los valores estimados para el Panat, el PNSL y el bloque Zotz-Tikal-Yaxhá con valores entre 0.42 y 0.67, son similares a los estimados por Torre y colaboradores (2018) en la Sierra Madre de Chiapas, México, y por MacCann (2015) en Honduras. Estas áreas

representan remanentes boscosos de extensión media, con áreas deforestadas en la cercanía (Hansen et al., 2013). Asimismo, el valor de ocupación observada más bajo corresponde al BPSMPZ con valores entre 0.13 y 0.33, los cuales son similares a lo estimado por Cove y colaboradores (2013) en el corredor biológico San Juan-La Selva en Costa Rica, con una ocupación observada de 0.26 y por McCann (2015) y McCann y colaboradores (2012) en Honduras. Estas áreas representan remanentes boscosos con una elevada deforestación en áreas contiguas (Hansen et al., 2013). Lo anterior podría sugerir también que la ocupación del tapir se relaciona negativamente con el grado de perturbación antrópica, donde a una mayor perturbación hay una menor ocupación, llegando al extremo de que la especie esté ausente en remanentes boscosos con alto grado de perturbación y de menor extensión (McCann, 2015; McCann et al., 2012).

Con respecto a la detectabilidad, los valores estimados son similares a los valores reportados por Torre y colaboradores (2018) en México y McCann (2015) en Honduras, con excepción del BPSMPZ con un valor de 0.03 para el año 2018, el cual es mucho menor. Este valor bajo explica la estimación de la probabilidad de ocupación de 1.0, aun cuando la ocupación observada fue de 0.25. Dada la diferencia del valor estimado de ocupación con otras áreas de la RBM, podría suponerse que la probabilidad de ocupación en el BPSMPZ está sobreestimada. Sin embargo, durante ambos años de muestreo, para esta área las trampas cámara fueron instaladas a una distancia prudente de los cuerpos de agua y en bosque cerrado para evitar la pérdida del equipo debido al alto grado de presión antrópica, factor que muy probablemente influyó en la baja detectabilidad estimada.

En cuanto a los modelos de ocupación incluyendo covariables, los resultados del estudio son similares a los de Cove y colaboradores (2013) en el corredor biológico San Juan-La Selva en Costa Rica, quienes no encontraron un efecto significativo de las covariables, por lo que evaluaron la ocupación a través del modelo nulo. Sin embargo, en el caso de Cove y colaboradores (2013), las covariables: existencia de área protegida, distancia a poblados, cobertura de bosque y cobertura de plantaciones forestales presentaron influencia en la ocupación por los tapires en los modelos desarrollados. En el presente estudio, el modelo que sigue en cuanto a su valor de AIC es el que incluye la variable distancia a caminos, por lo que se puede suponer que esta covariable tiene cierto efecto sobre la ocupación del tapir,

Tabla 2

Número de registros independientes de Tapirella bairdii (Gill, 1865) por área de estudio

Remanente	Área de estudio	Registros independientes 2017	Registros independientes 2018
RBM-NE	BPNDL	106	54
	BPSMPZ	2	2
	Panat	22	11
	PNYNN	-	10
RBM-NO	PNSL	45	36
	Total general	175	113

Nota. En el presente estudio se incluyeron cinco zonas núcleo: Biotopo Protegido Naachtún Dos Lagunas (BPNDL), Biotopo Protegido San Miguel La Palotada - El Zotz (BPSMPZ), Parque Nacional Tikal (Panat), Parque Nacional Yaxhá Nakum Naranjo (PNYNN) y Parque Nacional Sierra del Lacandón (PNSL) (Figura 1).



Figura 3. Fotografía de *Tapirella bairdii* en la Reserva de la Biosfera Maya, Guatemala

Tabla 3

Estimaciones de la ocupación de Tapirella bairdii (Gill, 1865) para las áreas de estudio utilizando el modelo nulo para los años 2017 y 2018

Remanente	Sitio	Ocupación observada 2017	Probabilidad de ocupación 2017	Detectabilidad 2017	Ocupación observada 2018	Probabilidad de ocupación 2018	Detectabilidad 2018
RBM-NE	PNYNN	--	--	--	1.00	1.00	.48
	BPNDL	1.0	1.0	.40	0.86	.90	.28
	Panat	0.67	.94	.20	0.60	.66	.36
	BPSMPZ	0.13	.17	.12	0.25	1.00	.03
	Zonas núcleo RBM-NE	0.62	.65	.34	0.62	.68	.30
	Bloque Zotz-Tikal-Yaxhá	--	--	--	0.56	.59	.33
RBM-NO	PNSL	0.42	.50	.31	0.57	.61	.35

Nota. En el presente estudio se incluyeron cinco zonas núcleo: Biotopo Protegido Naachtún Dos Lagunas (BPNDL), Biotopo Protegido San Miguel La Palotada - El Zotz (BPSMPZ), Parque Nacional Tikal (Panat), Parque Nacional Yaxhá Nakum Naranjo (PNYNN) y Parque Nacional Sierra del Lacandón (PNSL) (Figura 1).

Tabla 4

Estimaciones de la ocupación de Tapirella bairdii (Gill, 1865) para las áreas de estudio utilizando el modelo nulo con datos combinados de los años 2017 y 2018

Remanente	Sitio	Ocupación observada 2017_2018	Probabilidad de ocupación 2017_2018	Detectabilidad 2017_2018
RBM-NE	PNYNN	--	--	--
	BPNDL	1.0	1.0	.35
	Panat	0.58	.67	.28
	BPSMPZ	0.33	.70	.03
	Zonas núcleo RBM-NE	0.69	.72	.30
	Bloque Zotz-Tikal-Yaxhá	0.58	.63	.24
RBM-NO	PNSL	0.56	.58	.21

Nota. En el presente estudio se incluyeron cinco zonas núcleo: Biotopo Protegido Naachtún Dos Lagunas (BPNDL), Biotopo Protegido San Miguel La Palotada - El Zotz (BPSMPZ), Parque Nacional Tikal (Panat), Parque Nacional Yaxhá Nakum Naranjo (PNYNN) y Parque Nacional Sierra del Lacandón (PNSL) (Figura 1).

Tabla 5

Modelos empleados para la estimación de la ocupación de Tapirella bairdii (Gill, 1865) para el remanente RBM-NE

Modelo	AIC	dAIC	AICwgt
Psi (.) p (.)	353.22	0.00	1.00
Psi (camino) p (.)	365.47	12.25	0.00
Psi (.) p (evento)	380.64	27.42	0.00
Psi (poblados) p (.)	383.87	30.65	0.00
Psi (poblados+camino) p (.)	385.87	32.65	0.00
Psi (fuego2018) p (.)	388.30	35.08	0.00
Psi (borde) p (.)	388.30	35.08	0.00
Psi (fuego2014-2018) p (.)	388.30	35.08	0.00
Psi (borde+fuego2014-2018) p (.)	390.30	37.08	0.00
Psi (borde+fuego2018) p (.)	390.30	37.08	0.00
Psi (borde+poblados) p (.)	390.30	37.08	0.00

misma que se relaciona con el grado de accesibilidad, que a su vez se relaciona con el grado de integridad ecológica (Conap, 2015; McCann, 2015). Torre y colaboradores (2018) en Chiapas, México, determinaron que la ocupación fue mejor descrita por las variables elevación e índice topográfico de Shannon. Estas variables no fueron incluidas en los modelos desarrollados en el presente estudio, pues a diferencia de la Sierra Madre de Chiapas, las áreas de estudio en la RBM son dominadas por planicies onduladas (García, Leonardo, Castillo, Gómez, & García, 2010).

A partir de los resultados obtenidos en el presente estudio, se interpreta que los valores elevados de registros independientes, ocupación observada y estimada para el BPNDL con relación a las otras áreas de estudio, en especial con el BPSMPZ, podría sugerir que la ocupación del tapir está relacionada con la integridad ecológica en la RBM, dado el bajo grado de presión antrópica de esta zona núcleo (Conap, 2015). En este sentido, considerando al BPNDL como el área control

con respecto a la relación entre la ocupación de *T. bairdii* y la integridad ecológica, los valores para las otras áreas estarían indicando que la presión antrópica sobre las mismas está llevando a una pérdida de su integridad ecológica. Por lo tanto, es necesario fortalecer la administración y manejo de estas áreas, así como de toda la reserva, de modo que mejoren su efectividad como áreas protegidas y cumplan con sus objetivos de conservación.

Continuando con esta interpretación, el BPNDL sería una de las zonas núcleo con mayor integridad ecológica, por lo cual se recomienda evitar el desarrollo de toda actividad que pueda conducir a una disminución de dicha integridad. Ya que, seguramente funciona como un hábitat fuente para otras especies sensibles a la perturbación antrópica como *Tayassu pecari* (jabalí o pecarí de labio blanco) y *Crax rubra* (faisán o pajuil), además de *Tapirella bairdii* (Falconi, 2017; Hernández-Pérez et al., 2014; Pardo, Lafleur, Spinola, Saenz, & Cove, 2017; Reyna-Hurtado, 2009).

Tabla 6

Modelos empleados para la estimación de la ocupación de Tapirella bairdii (Gill, 1865) para el bloque Zotz-Tikal-Yaxhá

Modelo	AIC	dAIC	AICwgt
Psi (.) p (.)	147.89	0.00	0.98
Psi (caminos) p (.)	158.21	10.32	0.01
Psi (.) p (evento)	159.21	11.32	0.00
Psi (poblados) p (evento)	159.21	11.32	0.00
Psi (caminos) p (evento)	159.21	11.32	0.00
Psi (fuego2018) p (evento)	159.21	11.32	0.00
Psi (fuego2014-2018) p (.)	165.46	17.57	0.00
Psi (fuego2018) p (.)	165.46	17.57	0.00
Psi (borde) p (.)	165.46	17.57	0.00
Psi (caminos+fuego2018) p (.)	165.46	17.57	0.00
Psi (fuego2014-2018+fuego2018) p (.)	165.46	17.57	0.00

Al comparar los remanentes RBM-NE y RBM-NO, el segundo tendría una menor integridad ecológica, por lo que es urgente fortalecer el manejo del PNSL a través de una mayor asignación de recursos y el manejo integrado de áreas colindantes incluida la denominada Selva Lacandona en México, así como de la recuperación de zonas degradadas.

El avance en el establecimiento de un indicador de la integridad ecológica basado en un elemento de conservación natural es una importante contribución en el manejo de la RBM. El desarrollo y calibración de este indicador permitirá evaluar la efectividad de manejo de la reserva y de cada uno de sus componentes a través del tiempo, buscando detectar cambios positivos o negativos como consecuencia de las acciones de conservación y las amenazas, así como cambios naturales que puedan ocurrir en los ecosistemas.

A través del presente estudio se están implementando acciones identificadas en los programas de investigación y monitoreo de la RBM, así como de cada una

de las áreas de estudio, siendo esta otra contribución al manejo de la reserva (Conap, 2015; Conap, Dirección General del Patrimonio Cultural y Natural, & Centro de Estudios Conservacionistas, 2010).

Agradecimientos

La realización de este estudio fue posible gracias al cofinanciamiento del Programa Mundial para la Conservación de los Tapires del Grupo de Especialistas del Tapir de la UICN y la Fondation Segré (2015-2018) y la Dirección General de Investigación de la Universidad de San Carlos de Guatemala (años de ejecución 2017 y 2018, proyectos 4.8.63.2.03 y 4.8.63.2.35). Así como la participación del personal de BPNDL y BPSMPZ: Arturo Palacios, Byron Cruz, Caín Olivares, Carlos Tzul, Darwin Castillo, Elvis Solís, Erwin Mayen, Fredy Bedoya, Isidro Meléndrez, Jaime Gutiérrez, Jaury Morales, José L. Rodas, Juan P. Najarro, Marcial Hernández,

Mario Chun, Marvin García, Marvin Ochaeta, Marvin Tobar, Miguel Hernández, Renan Soto, Saúl Castillo, Víctor H. Hernández, Luis F. Rodas, Juan J. Romero y Marvin Rosales; personal y colaboradores del PNSL: Nery Jurado, Alfredo López, Antonio Urizar, Bartolo D. Méndez, Belarmino García, César A. Cuyush, César I. Contreras (†), Edwin E. Vin, Gregorio López, Jorge Salas, Juan B. Zepeda, Julio Valle, Mario Salguero, Moisés Choc, Omar Méndez, Pánfilo R. Hernández, Víctor Cohuoj, Gesler Cohuoj y Enrique Quixchán; Arnoldo Cum, Juan J. García, Juan Velasco y Juan J. Zepeda; Daniel Mijangos; e Iram Pop; personal del Panat: Esdras García, Blas Ochaeta, Regino Arévalo, Samuel Ortega y Estuardo A. Hernández; personal del PNYNN: Jorge M. Vásquez, Leonel Ziesse, Jorge Ortíz, Rubén Solórzano, Heronías Mejía, José L. Díaz, Jorge Marcos, Manuel Barrios, Ricardo Choc, Manuel Caal, Roberto Caal y Rosalío Rivas; estudiantes de Biología Usac: Santiago Zetina, Lourdes Núñez, Andrea Paz, Pablo González, Andrid Ramírez, Myrnamaría Galindo, Valeria Barrera, Usi'j Bá, Melanie Ortiz, Manuela Ramírez e Isabel Martínez. Al Grupo Técnico de Acompañamiento RBM 2015-2018. Al Conap por su aval, acompañamiento y apoyo en la realización de este estudio.

Referencias

- Centro de Estudios Conservacionistas, & Fundación Defensores de la Naturaleza. (2016). *Protocolo para el monitoreo del tapir centroamericano (Tapirus bairdii) en la Reserva de Biosfera Maya, Guatemala*. Guatemala: Autor.
- Consejo Nacional de Áreas Protegidas. (2012). *Actualización de lineamientos para la elaboración de planes maestros de áreas protegidas del Sistema Guatemalteco de Áreas Protegidas* (Documento técnico N. 103, 01-2012). Guatemala: Autor.
- Consejo Nacional de Áreas Protegidas. (2015). *Plan Maestro de la Reserva de Biosfera Maya, segunda actualización* (Documento técnico 20-2016). Guatemala: Autor.
- Consejo Nacional de Áreas Protegidas, Ministerio de Cultura y Deportes, Dirección General del Patrimonio Cultural y Natural, & Centro de Estudios Conservacionistas. (2010). *Plan maestro 2009-2013 Parque Nacional Mirador Río Azul y Biotopo Protegido Naachtún- Dos Lagunas*. Guatemala: Autor.
- Cove, M. V., Pardo, L. E., Cruz de la, J. C., Spínola, R. M., Jackson, V. L., Saénz, J. C., & Chassot, O. (2013). 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. doi:10.1017/S0030605313000070
- Falconi, F. (2017). *Uso de hábitat y patrones de actividad de los pecaríes (Tayassu pecari y Dicotyles crassus) y el tapir (Tapirella bairdii) en la Selva Lacandona, Chiapas, México* (Tesis de maestría). El Colegio de la Frontera Sur, México.
- García, Jordan, O'Farril, Poot, Meyer, Estrada... Ruiz-Galeano, M. (2016). *Tapirus bairdii*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T21471A45173340. doi: 10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T21471A45173340.en.
- García, M. J., & Leonardo, R. (2016). Clasificación del hábitat potencial del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii* Gill, 1865) para su conservación en Guatemala. *Therya*, 7(1), 107-12. doi: 10.12933/therya-16-345, ISSN 2007-3364
- García, M. J., Leonardo, R., Castillo, F., Gómez, I., & García, L. (2010). *El Tapir centroamericano (Tapirus bairdii) como herramienta para el fortalecimiento del Sistema Guatemalteco de Áreas Protegidas* (Inf-2009-052). Guatemala: Dirección General de Investigación, Universidad de San Carlos de Guatemala.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Thau, D., ... Townshend, J. R. G. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342(6160), 850-853. doi: 10.1126/science.1244693
- Hernández-Pérez, E., Martínez-Morales, M. A., Tobón-Sampedro, A., Pinilla-Buitrago, G., Sanvicente, M., & Reyna-Hurtado, R. (2014). Registros notables que amplían la distribución conocida de dos especies de crácidos (Aves: Galliformes) en la Península de Yucatán, México. *Ornitología Neotropical*, 25(3), 291-301.
- Hines, J. E. (2006). PRESENCE- Software to estimate patch occupancy and related parameters. U.S.

- Geological Survey, Patuxent Wildlife Research Center. Laurel, Maryland.
- Jordan, C. A., Schank, C. J., Urquhart, G. R., & Dans, A. J. (2016). Terrestrial mammal occupancy in the context of widespread forest loss and a proposed interoceanic canal in Nicaragua's decreasingly remote South Caribbean Region. *PLoS ONE*, *11*(3), e0151372. doi:10.1371/journal.pone.0151372
- Laterra, P., Jobbágy, E. G., & Paruelo, J. M. (2011). *Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Buenos Aires: Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.
- McCann, N. P. (2015). *The conservation of Baird's tapir (Tapirus bairdii) in Honduras* (Tesis de doctorado). Cardiff University, United Kingdom.
- McCann, N. P., Wheeler, P. M., Coles, T., & Bruford, M. W. (2012). Rapid ongoing decline of Baird's tapir in Cusuco National Park, Honduras. *Integrative Zoology*, *7*(4), 420-428. doi:10.1111/j.1749-4877.2012.00312.x.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L. R., & Hines, J. E. (2006). *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Oxford: Academic Press.
- National Aeronautics and Space Administration [NASA] (2018). *Earth Observation Data, LANCE: NASA Near Real-Time Data and Imagery, Fire Information for Resource Management System (FIRMS)*. Descargado de: <https://earthdata.nasa.gov/earth-observation-data/near-real-time/firms>.
- Naughton-Treves, L., Holland, M. B., & Brandon, K. (2005). The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. *Annual Review of Environment and Resources*, *17*(30), 219-52. doi: 10.1146/annurev.energy.30.050504.164507
- Pardo, L. E., Lafleur, L., Spinola, R. M., Saenz, J., & Cove, M. (2017). Camera traps provide valuable data to assess the occurrence of the Great Curassow *Crax rubra* in northeastern Costa Rica. *Neotropical Biodiversity*, *3*(1), 182-188. doi: 10.1080/23766808.2017.1346548
- Reyna-Hurtado, R. (2009). Conservation status of the white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) outside the Calakmul Biosphere Reserve in Campeche, Mexico: a synthesis. *Tropical Conservation Science*, *2*(2) 2009, 159-172. doi: 10.1177/194008290900200204
- Quse, V., & González, P. (2008). *El tapir, aspectos biológicos y ecológicos, manual teórico-práctico*. Buenos Aires: Vasquez Mazzini Editores.
- Soille, P., & Vogt, P. (2008). Morphological segmentation of binary patterns. *Pattern Recognition Letters*, *30*(4), 456-459. doi: 10.1016/j.patrec.2008.10.015
- Torre de la, J. A., Rivero, M., Camacho, G., & Álvarez-Márquez, L. A. (2018). Assessing occupancy and habitat connectivity for Baird's tapir to establish conservation priorities in the Sierra Madre de Chiapas, Mexico. *Journal for Nature Conservation*, *41*(2018), 16-25.
- Vogt, P., & Riitters, K. (2017). GuidosToolbox: universal digital image object analysis. *European Journal of Remote Sensing*, *50*(1), 352-361, doi: 10.1080/22797254.2017.1330650