



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

LICENCIATURA EN ECOLOGÍA

ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS SUPERIORES
UNIDAD MORELIA

Independencia temporal de los registros
provenientes de cámaras trampa: Efecto
sobre la estimación de actividad y
frecuencia de registro

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

LICENCIADO EN ECOLOGÍA

P R E S E N T A:

ALAN PASTOR SUÁREZ LÓPEZ

DIRECTOR DE TESIS:

M. C. GABRIEL PATRICIO ANDRADE PONCE

MORELIA, MICHOACÁN, MÉXICO NOVIEMBRE, 2023



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



ESCUELA
NACIONAL
de ESTUDIOS
SUPERIORES
mm
UNIDAD MORELIA

10
años
(2011-2021)

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS SUPERIORES UNIDAD MORELIA
SECRETARÍA GENERAL
SERVICIOS ESCOLARES

MTRA. IVONNE RAMÍREZ WENCE

DIRECTORA

DIRECCIÓN GENERAL DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR

P R E S E N T E

Por medio de la presente me permito informar a usted que en la **sesión ordinaria 08** del **Comité Académico de la Licenciatura en Ecología** de la Escuela Nacional de Estudios Superiores (ENES), Unidad Morelia, celebrada el día **28 de agosto de 2023**, se acordó poner a su consideración el siguiente jurado para la presentación del Trabajo Profesional del alumno **Alan Pastor Suárez López** de la Licenciatura en **Ecología**, con número de cuenta **418127933**, con el trabajo titulado: **"Independencia temporal de los registros provenientes de cámaras trampa: Efecto sobre la estimación de actividad y frecuencia de registro"**, bajo la dirección como tutor del **M. en C. Gabriel Patricio Andrade Ponce**.

El jurado queda integrado de la siguiente manera:

Presidente:	Dr. Rodrigo Macip Ríos
Vocal:	Dr. Juan Luis Peña Mondragón
Secretario:	M. en C. Gabriel Patricio Andrade Ponce
Suplente:	Dr. Francisco Mora Ardila
Suplente:	Dra. Sonia Antonieta Gallina Tessaro

Sin otro particular, quedo de usted.

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"
Morelia, Michoacán a 28 de noviembre de 2023.

DRA. YUNUEN TAPIA TORRES
SECRETARIA GENERAL

CAMPUS MORELIA

Antigua Carretera a Pátzcuaro N° 8701, Col. Ex Hacienda de San José de la Huerta
58190, Morelia, Michoacán, México. Tel: (443)689.3500 y (55)5623.7300, Extensión Red UNAM: 80614
www.enesmorelia.unam.mx

Agradecimientos institucionales

A la Escuela Nacional de Estudios Superiores, Unidad Morelia y a la Licenciatura en Ecología por proporcionarme las herramientas y el conocimiento necesario para mi formación como ecólogo y permitirme desarrollarme académicamente.

Al Instituto de Ecología A.C., particularmente al Dr. Salvador Mandujano por darme la oportunidad de realizar un este trabajo a partir del proyecto CONACYT CB-2015-01-256549 - Evaluación de métodos para estimar el tamaño poblacional del venado cola blanca y el ganado en libre pastoreo en la RBTC. Así como también agradezco a la Dra. Eva López Tello y el Biol. Arturo Zavaleta por su apoyo en campo, sus enseñanzas y sus comentarios respecto a este trabajo.

A mi tutor, el M.C. Gabriel Patricio Andrade Ponce por todo el apoyo y la confianza, por toda la ayuda y respaldo que me brindó durante el proceso de este proyecto a pesar de la distancia, y por su motivación y sus comentarios.

Al laboratorio de Manejo de Fauna Silvestre en el Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad por proporcionarme un espacio donde pude redactar parte de este trabajo.

A mis sinodales, el Dr. Rodrigo Macip Ríos, el Dr. Juan Luis Peña Mondragón, al Dr. Francisco Mora Ardila, y a la Dra. Sonia Antonieta Gallina Tessaro, por sus valiosos comentarios y correcciones para mejorar mi trabajo.

Agradecimientos personales

Agradezco principalmente a mis padres por todo el apoyo incondicional que me han brindado y por motivarme a ir mejorando cada día. Gracias por todo su amor, soporte y entendimiento. A mis hermanos por ser parte importante de mi vida, por sus palabras de ánimo y por nunca dejarme solo.

Agradezco a Elías por todo lo que ha hecho por mí durante estos 4 años desde que lo conocí, por soportarme, siempre apoyarme y motivarme a seguir mis sueños.

A mis compañeros de la carrera, y mis amigos de ecología por ser los mejores compañeros que pude haber tenido, por todo el tiempo que pasamos juntos en las aulas y en el campo, por todas las risas, pláticas, exposiciones, trabajos y todos los desvelos que pasamos a lo largo de estos años.

A mi mejor amigo Beto, a mis amigas Chepi, Tanya, a Diana Nieves, y mis amigos de LCA por sus valiosas enseñanzas, por su compañerismo y por todo el tiempo compartido.

Finalmente, quiero volver a agradecer a mi tutor Gabriel por todo lo que hizo, por su ayuda brindada durante mi servicio social, por enseñarme sobre el fototrampeo, por sus ideas que dieron origen a esta tesis y por ser un modelo a seguir.

Gracias a todos ustedes.

Índice

Resumen	5
Abstract	6
I. Introducción	7
1.1 El monitoreo ecológico y las cámaras trampa	7
1.2 La independencia temporal en los estudios de fototrampeo	8
1.3 Justificación.....	10
1.4 Preguntas de investigación	11
II. Objetivos e Hipótesis	12
2.1 Objetivos generales.....	12
2.2 Hipótesis	12
2.2.1 <i>Efecto del intervalo de tiempo para definir independencia temporal (IT) sobre las estimaciones de abundancia y patrones de actividad</i>	12
2.2.2 <i>Relación de la frecuencia de captura y el efecto del intervalo de tiempo para definir independencia temporal</i>	13
III. Materiales y Métodos	15
3.1 Sitio de Estudio	15
3.2 Diseño de Muestreo	15
3.3 Análisis de datos	17
3.3.1 <i>Definición de especies por frecuencia</i>	17
3.3.2 <i>Definición de eventos independientes</i>	18
3.3.3 <i>Estimación de frecuencia relativa</i>	19
3.3.4 <i>Estimación de patrones de actividad</i>	21
IV. Resultados	23

4.1 Definición de la independencia temporal por medio de lorelogramas	23
4.2 Registros a través de los umbrales de tiempo.....	27
4.3 Índice de Abundancia Relativa	30
4.4 Patrones de actividad.....	33
V. Discusión	37
5.1 Efecto de los umbrales de tiempo en la cantidad de registros	37
5.2 Efectos sobre el índice de abundancia relativa	39
5.3 Efectos en los patrones de actividad.....	41
5.4 Recomendaciones a futuros estudios y muestreos	43
VI. Conclusiones.....	46
VII. Referencias.....	47
Anexos.....	56

Resumen

La independencia temporal de los registros provenientes de cámaras trampa es una suposición fundamental en los estudios de fototrampeo que ha recibido poca atención, y se desconoce la magnitud de su efecto sobre los registros de especies y los resultados en análisis de fototrampeo. Pocos estudios han utilizado pruebas formales para definir su valor y comúnmente se define en base a los criterios de cada investigador y se aplica de manera arbitraria a todas las especies estudiadas. El objetivo de este estudio fue explorar y cuantificar el efecto de la variación en diferentes intervalos de tiempo empleados para definir la independencia de registros provenientes de cámaras trampa a través de estimaciones de patrones de actividad e índices de abundancia relativa (IAR) utilizando distintos umbrales de tiempo comúnmente aplicados en estudios de fototrampeo y comparando resultados con los intervalos más cercanos a la independencia temporal definida por medio de lorelogramas. Se calculó la independencia estadística para 5 de las 7 especies seleccionadas, y el intervalo de 30 minutos resultó ser el umbral de tiempo más cercano a la independencia temporal mínima. Usando las pruebas de Friedman y Bonferroni se encontraron diferencias notables entre los valores de IAR en los umbrales de tiempo de 0 minutos con el resto de los umbrales de tiempo. Solo el zorro gris presentó diferencias entre el umbral de 1440 minutos con el resto de los umbrales de tiempo. En los patrones de actividades, la prueba de U2 de Watson ($p = 0.05$) solo detectó diferencias entre los patrones de 0 y 480 minutos del venado cola blanca. No obstante, las variaciones entre los resultados pueden alterar la interpretación de los patrones de actividad de las especies debido a cambios en la forma de las curvas de actividad. Se concluye que, para esta comunidad de especies, 30 minutos es un umbral de tiempo muy cercano a su independencia temporal; los resultados de los intervalos cercanos a este tiempo no presentan muchas diferencias, mientras que en los intervalos más extremos, los efectos de variación afectaron más a las estimaciones del IAR y a las especies con altas frecuencias de registro. Se recomienda seguir realizando evaluaciones sobre cómo otras características relacionadas con la ecología de las especies y el diseño de muestreo afectan la independencia temporal.

Abstract

The temporal independence of records from camera traps is a fundamental assumption in camera trapping studies that has received little attention, and the magnitude of its effect on species records and the results in camera trapping analyses is unknown. Few studies have used formal tests to define its value, and it is commonly defined based on each researcher's criteria and applied arbitrarily to all species in the studied community. The objective of this study was to explore and quantify the effect of varying time intervals used to define the independence of records from camera traps through estimations of activity patterns and relative abundance indices (RAI) using different time thresholds commonly applied in camera trapping studies and comparing results with intervals closest to temporal independence defined through lorelograms. Statistical independence was calculated for 5 out of the 7 selected species, and the 30-minute interval turned out to be the time threshold closest to the minimum temporal independence. Using Friedman and Bonferroni tests, notable differences were found between RAI values at the 0-minute threshold and the rest of the time thresholds. Only the gray fox showed differences between the 1440-minute threshold and the rest of the time thresholds. In activity patterns, Watson's U2 test ($p = 0.05$) only detected differences between the patterns at 0 and 480 minutes for white-tailed deer. However, variations among the results may alter the interpretation of species activity patterns due to changes in the shape of activity curves. It is concluded that for this species community, 30 minutes is a time threshold very close to its temporal independence; results from intervals close to this time do not show many differences, whereas in more extreme intervals, variation effects affected RAI estimates and species with high record frequencies more. It is recommended to continue evaluating how other characteristics related to species ecology and sampling design affect temporal independence.

I. Introducción

1.1 El monitoreo ecológico y las cámaras trampa

El monitoreo de la fauna silvestre es fundamental por la información que provee sobre la actividad y comportamiento de las especies y sus poblaciones. Las técnicas y métodos que se utilizan para recabar dicha información son diversos dentro de los estudios ecológicos (Hoffmann et al., 2010). Estos métodos varían en cuanto al nivel de intervención física, los costos económicos y logísticos, y el tipo de información que proveen (Meek et al., 2014). Si bien en los estudios se busca escoger un método de muestreo adecuado que tenga las características apropiadas para alcanzar los objetivos deseados dentro de la investigación, limitaciones como la cantidad de recursos disponibles hacen que la elección de un método de estudio muchas veces esté restringida (Djekda et al., 2020). Esta restricción representa un desafío para obtener información confiable de las poblaciones animales. No obstante, los avances tecnológicos han permitido hacer uso de cámaras trampa para el estudio de la abundancia, distribución y comportamiento de la vida silvestre (Burton et al., 2015; O'Connell et al., 2010).

Las cámaras trampa (CT) son dispositivos de percepción remota capaces de tomar imágenes y/o vídeos de la vida silvestre automáticamente por medio de la activación de sensores (Kays & Slauson, 2008). Esta característica hace que las CT sean un método eficaz para obtener información de animales con hábitos nocturnos o elusivos (Kays & Slauson, 2008). Adicionalmente, debido a que las CT pueden funcionar con relativa baja intervención humana, es posible extender las observaciones a través del tiempo y el espacio generando así más información con menos costo logístico respecto a otros métodos clásicos de estudio (Bridges & Noss, 2011; Djekda et al., 2020). Gracias a dichas ventajas, las CT se han convertido en una de las principales herramientas de monitoreo de mamíferos alrededor del mundo (Ahumada et al., 2011; Burton et al., 2015), y son cada vez más populares en los estudios ecológicos (Delisle et al., 2021; Rovero et al., 2013).

El uso las CT, también referido como fototrampeo, ha permitido mejorar la capacidad de estudiar diferentes tipos de organismos, particularmente a los mamíferos; siendo prometedores los avances en la comprensión ecológica y conservación de estas especies (Kays & Slauson, 2008; Rovero & Zimmermann, 2016). La información proveniente de las CT puede usarse para responder diferentes preguntas relacionadas con la diversidad de especies (Sollmann, 2018), parámetros poblacionales (Karanth et al., 2004; Maffei et al., 2002; O'Connell et al., 2010), estimaciones de patrones de actividad (Frey et al., 2017; Lizcano & Cavelier, 2000), entre otros (Bridges & Noss, 2011; Rovero & Zimmermann, 2016). No obstante, la validez de las inferencias que se extraen de los datos de las CT dependen de un diseño de estudio adecuado, del uso de técnicas analíticas apropiadas, así como el cumplimiento de los supuestos estadísticos de las mismas (Iannarilli et al., 2021; Rovero & Zimmermann, 2016).

1.2 La independencia temporal en los estudios de fototrampeo

Uno de los principales supuestos estadísticos que asumen la mayoría de los modelos usados para analizar datos de fototrampeo es la independencia temporal (IT) de los registros (Sollmann, 2018). Debido a que las CT pueden tomar fotografías de manera continua, por lo común se opta por “colapsar o agrupar” series de fotografías en un solo evento de conteo independiente usando filtros de tiempo. Estos eventos de conteos se usan con el fin de minimizar la autocorrelación temporal y evitar pseudo-replicaciones (Peral et al., 2022).

La definición del término "evento independiente" varía entre estudios pero típicamente se refiere al registro de un animal, en una sola ocasión y lugar, que esté separado por una cantidad de tiempo suficiente para no depender del registro inmediatamente anterior (Meek et al., 2014; O'Brien et al., 2003). Este concepto se relaciona con el supuesto de independencia en la estadística paramétrica, necesario para hacer inferencias al asumir que los sucesos/variables ocurrieron de manera independiente sin estar relacionados. Esto significa que la probabilidad de que un evento suceda en un momento determinado no está influenciada por lo que sucedió

antes o lo que sucederá después. En la literatura y los estudios de fototrampeo usualmente para delimitar a los eventos independientes se realizan agrupaciones entre los registros consecutivos de individuos de la misma especie a partir del primer registro de la especie por periodos que varían desde 30 minutos (Ridout & Linkie, 2009), 1 hora (Rovero et al., 2014), hasta 24 horas (Royle et al., 2014). Sin embargo, son pocos los casos donde los investigadores han usado pruebas estadísticas formales para definir la IT de los registros (Kays & Parsons, 2014; Yasuda, 2004), y por lo general los periodos de tiempo para definir eventos independientes frecuentemente son escogidos de manera arbitraria y con base a los criterios propios de cada investigador (Burton et al., 2015; Scotson et al., 2017; Zaman et al., 2022). Considerando que por lo general la IT se selecciona en base a las características de una especie focal (Iannarilli et al., 2019), es probable los intervalos de tiempo definido para determinar independencia no sean adecuados para el resto de las especies evaluadas causando, lo que puede sesgar sus evaluaciones.

Debido a la falta de estudios sobre la definición del umbral de independencia, se desconoce en gran medida cuál es el efecto de la independencia temporal en diferentes análisis y en especies con diferentes abundancias. Por ejemplo, Peral et al. (2022) demuestran que los tiempos de independencia arbitrarios pueden generar variaciones en los patrones de actividad en especies herbívoras en una localidad de África. En consecuencia, usar intervalos de independencia arbitrarios puede causar alteraciones y pérdidas en la cantidad y calidad de información (Iannarilli et al., 2021); y por lo tanto generar sesgos en estimaciones estadísticas como el cálculo de los índices de abundancia relativa (IAR; O'Brien et al., 2003), o los patrones de actividad (Ridout & Linkie, 2009). Estos sesgos en las evaluaciones de los métodos pueden generar confusión en la comprensión de características ecológicas de las especies, así como llevar a conclusiones y medidas de conservación erróneas.

Este trabajo busca cuantificar el efecto de la variación en los umbrales de tiempo empleados para la definición de eventos independientes en la estimación de

patrones de actividad e índices de abundancia relativa para especies con distintas frecuencias de registro. Para ello se utilizaron registros fotográficos de CT de una comunidad de mamíferos, la cual se ubica en los bienes comunales de la localidad de San Gabriel Casa Blanca (SGCB), Oaxaca, México. Para evaluar dicho efecto se seleccionaron intervalos de tiempos usados comúnmente en la literatura (0, 15, 30, 60, 480, y 1440 minutos) y se estimó estadísticamente el umbral mínimo de IT de los registros de cada especie mediante el uso de lorelogramas, una técnica de análisis estadístico que permite describir estructuras de correlación temporal y espacial (Iannarilli et al., 2019). Una vez obtenido el umbral mínimo de IT se realizaron mediciones y comparaciones del índice de abundancia relativa y de patrones de actividad para cada set de datos derivado de los diferentes intervalos de tiempo y para diferentes especies de la comunidad clasificadas según su frecuencia relativa de aparición en las CT.

1.3 Justificación

Cuando se utilizan cámaras trampa la identificación de los individuos de una especie no es posible, por lo que se define un umbral de tiempo para agrupar datos temporalmente cercanos y disminuir la correlación entre los eventos de captura resultantes (Meek et al., 2014). No obstante, la aplicación de un intervalo apropiado de tiempo es específico de los protocolos, el tratamiento, y el comportamiento de las especies registradas (Iannarilli et al., 2019). Utilizar intervalos de tiempo cortos que mantengan la mayoría de los registros puede generar una sobreestimación en la frecuencia de captura de algunas especies, ocasionando pseudorreplicación como resultado de considerar información autocorrelacionada (Sollmann, 2018). Por otro lado, emplear intervalos de tiempos amplios para definir IT puede ocasionar una supresión de registros en especies poco frecuentes dando como resultado pérdida de información importante. Tanto la dependencia temporal de los registros como la pérdida de información pueden tener efectos sobre cálculos de los índices de abundancia relativa (IAR), así como de la estimación de los patrones de actividad temporal (Peral et al., 2022).

Los efectos que genera definir la IT sobre estimaciones de modelos e índices aplicados en el fototrampeo constituyen un tema poco explorado que solo ha sido abordado en análisis de patrones de actividad de especies clasificadas por su gremio trófico y estructura social (Peral et al., 2022). Por esta razón es crucial seguir estudiando y evaluando variación en los resultados generados a partir del uso de diferentes umbrales de tiempo, esto con el propósito de incentivar a definir intervalos de tiempo adecuados que permitan evaluar correctamente la abundancia y actividad de diferentes especies y evitar conclusiones ecológicas inexactas.

Con los resultados obtenidos se busca ofrecer recomendaciones generales que permitan mejorar la precisión en el diseño de estudios con cámaras trampa, además de dar un paso más en la exploración y entendimiento del efecto de la IT sobre los análisis de datos de CT, así como las consecuencias de incumplir este supuesto.

1.4 Preguntas de investigación

¿Cómo la definición de independencia temporal de los registros de cámara trampa afecta las estimaciones en los patrones de actividad e índices de frecuencia relativa y su interpretación ecológica?

¿Qué consecuencias conlleva usar diferentes intervalos de tiempo para definir la independencia temporal en especies con diferentes frecuencias de registros de cámaras trampa sobre sus cálculos del índice de abundancia relativa y sus patrones de actividad?

II. Objetivos e Hipótesis

2.1 Objetivos generales

- Explorar y cuantificar el efecto de la variación en los intervalos de tiempo empleados para definir la independencia de registros provenientes de cámaras trampa sobre las estimaciones de patrones de actividad e índices de abundancia en una comunidad de mamíferos monitoreada con cámaras trampa.
- Evaluar si el efecto de la definición de registros independientes cambia en función de la abundancia o cantidad de registros de aparición.

2.2 Hipótesis

El intervalo de tiempo usado para definir a los eventos independientes en el fototrampeo afecta directamente la cantidad de registros de especies que se toman a consideración en los estudios pudiendo este tiempo centrarse por debajo o arriba del umbral mínimo de independencia temporal, influyendo directamente en los resultados obtenidos en mediciones de la actividad y abundancia de las especies con una intensidad que depende en base a la frecuencia de captura de las especies, por lo que dependiendo de la cantidad de tiempo que se utilice para definir dicho término en un estudio se podrían esperar las siguientes predicciones:

2.2.1 Efecto del intervalo de tiempo para definir independencia temporal (IT) sobre las estimaciones de abundancia y patrones de actividad

- a. Cuando se utilicen intervalos de **tiempo menores al valor de independencia temporal estimado** se generará una sobrevaloración en el cálculo de la abundancia relativa a causa de considerar una mayor cantidad de registros. Mientras que los de patrones de actividad realizados con la estimación de la densidad del Kernel darán como resultado curvas con una

acumulación en la cantidad de datos cercanos que por consecuencia aumentará la altura de los picos de las funciones de actividad.

- b. Contrariamente, cuando se usen intervalos de **tiempo mayores al valor de independencia temporal estimado** se ocasionará una pérdida de información que disminuirá los valores de los IARs; en el caso de las estimaciones de patrones de actividad también se esperaría una disminución en la cantidad de registros usados para definir las funciones de Kernel que por consecuencia disminuirá la altura de los picos de actividad de las especies.

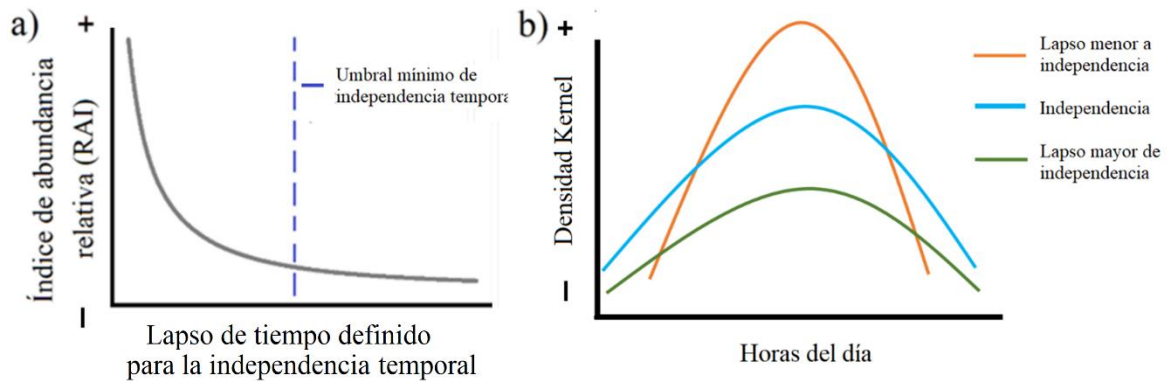


Figura 1. **Modelos empíricos sobre los métodos de análisis.** Para las respuestas del índice de abundancia relativa (RAI) a); y de la función de densidad de Kernel (KDE) b) ante cambios en el lapso definido para la independencia temporal ante tiempos mayores y menores a la independencia temporal mínima.

2.2.2 Relación de la frecuencia de captura y el efecto del intervalo de tiempo para definir independencia temporal

- a. Cuando se utilicen **intervalos de tiempo mayores al umbral mínimo de independencia temporal**, las estimaciones de RAI y patrones de actividad de las especies con poca frecuencia de registros serán más susceptibles a ser subestimadas a diferencia de estimaciones hechas en especies con frecuencias de registro habituales o en especies con frecuencias de registro altas.

- b. Contrariamente, cuando se utilicen **intervalos de tiempo menor al umbral mínimo de independencia temporal**, las estimaciones de RAI y patrones de actividad de las especies con una frecuencia de registro alta serán más susceptibles a ser sobreestimadas a diferencia de las estimaciones de las especies con frecuencia de registro baja o especies con frecuencias de registro comunes.

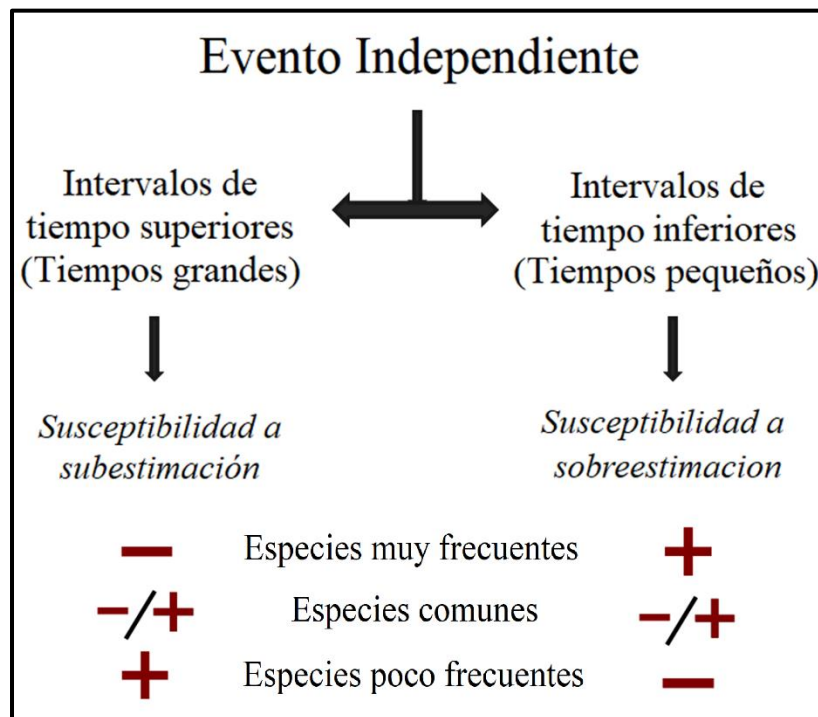


Figura 2. Modelo empírico para las respuestas de especies a la definición de independencia temporal. Símbolos positivos (+) indican mayor susceptibilidad de ser afectados, símbolos negativos (-) indican menor susceptibilidad de ser afectados, combinación de símbolos (-/+) indican un efecto neutro.

III. Materiales y Métodos

3.1 Sitio de Estudio

Los datos del estudio se colectaron en la localidad de San Gabriel Casa Blanca (SGCB) ubicada en el municipio San Antonio Nanahuatipam, en límites del sur del estado de Puebla y el norte de Oaxaca (18°08'59.75" N, 97°08'15.18" O). La localidad forma parte de la Reserva de la Biósfera Tehuacán-Cuicatlán (RBTC) y es una Unidad para la Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre (UMA), áreas voluntariamente destinadas para el aprovechamiento sustentable y conservación de la biodiversidad del país acatadas por la Dirección General de Vida Silvestre de SEMARNAT, caracterizadas por ser la única figura legal para aprovechar la vida silvestre, como el manejo cinegético (SEMARNAT, 2008).

Los bienes comunales de SGCB se encuentran dentro de la RBTC y cuentan con un total de 5,900 ha decretadas desde el 2012 para el aprovechamiento en la UMA (Mandujano et al., 2016). La altura media del terreno es de 820 m sobre el nivel del mar. El clima de la región es caluroso-semidesértico, con una temperatura media anual de 24°C y una precipitación promedio de 438 mm con una temporada de lluvias durante el verano (Mandujano et al., 2016). La vegetación de la zona se divide en dos tipos principales, selva baja caducifolia y matorral esclerófilo perennifolio, aunque también se pueden encontrar parches de pastizales inducidos y cultivos de caña de azúcar y melón (Barrera-Salazar et al., 2015; Valiente-Banuet et al., 2000).

3.2 Diseño de Muestreo

Durante los meses de febrero a mayo del 2020 se realizó un muestreo con 31 estaciones de CT digitales con sensor de movimiento (Primos Truth Cam 35®, Moultrie Game Spy A30® y Moultrie Game Spy D-55IR®) distribuidos en el área de estudio a una distancia mínima de 1 km entre cada estación (Fig. 3). Las estaciones

de fototrampeo se colocaron siguiendo un diseño estandarizado aleatorio en base a un patrón ordenado de cuadrícula buscando cubrir la mayor cantidad de área de la zona para capturar la cantidad de heterogeneidad de hábitat y tipos de vegetación sin estar dirigido a una especie en particular. En cada estación se instaló una cámara trampa sobre troncos de árboles o cactáceas columnares a una altura aproximada de 30 cm sobre el suelo con una orientación sur a norte para evitar la interferencia de rayos solares. Posteriormente, se despejó la vegetación adyacente para mejorar la visión de la cámara y evitar sobre-activación del sensor. No se usaron cebos y atrayentes. Las cámaras fueron georreferenciadas con un GPS Garmin eTrex® en unidades métricas (utm) y se configuraron para estar activas las 24 horas del día y tomar una serie de 3 fotografías seguidas por detección sin intervalos de tiempo entre disparos fotográficos para maximizar la cantidad de registros.

La organización y el filtrado de fotografías obtenidas en el muestreo se realizó usando el software de gestión de fotos de acceso abierto DigiKam. Las especies capturadas en las fotografías se etiquetaron por medio de los metadatos EXIF (López-Tello & Mandujano, 2017). Finalmente, para la organización y procesamiento de bases de datos a partir de las fotografías etiquetadas se utilizó el paquete *camtrapR* (Niedballa et al., 2016) desarrollado para el lenguaje de programación R versión 4.0.4 (R Core Team, 2016).

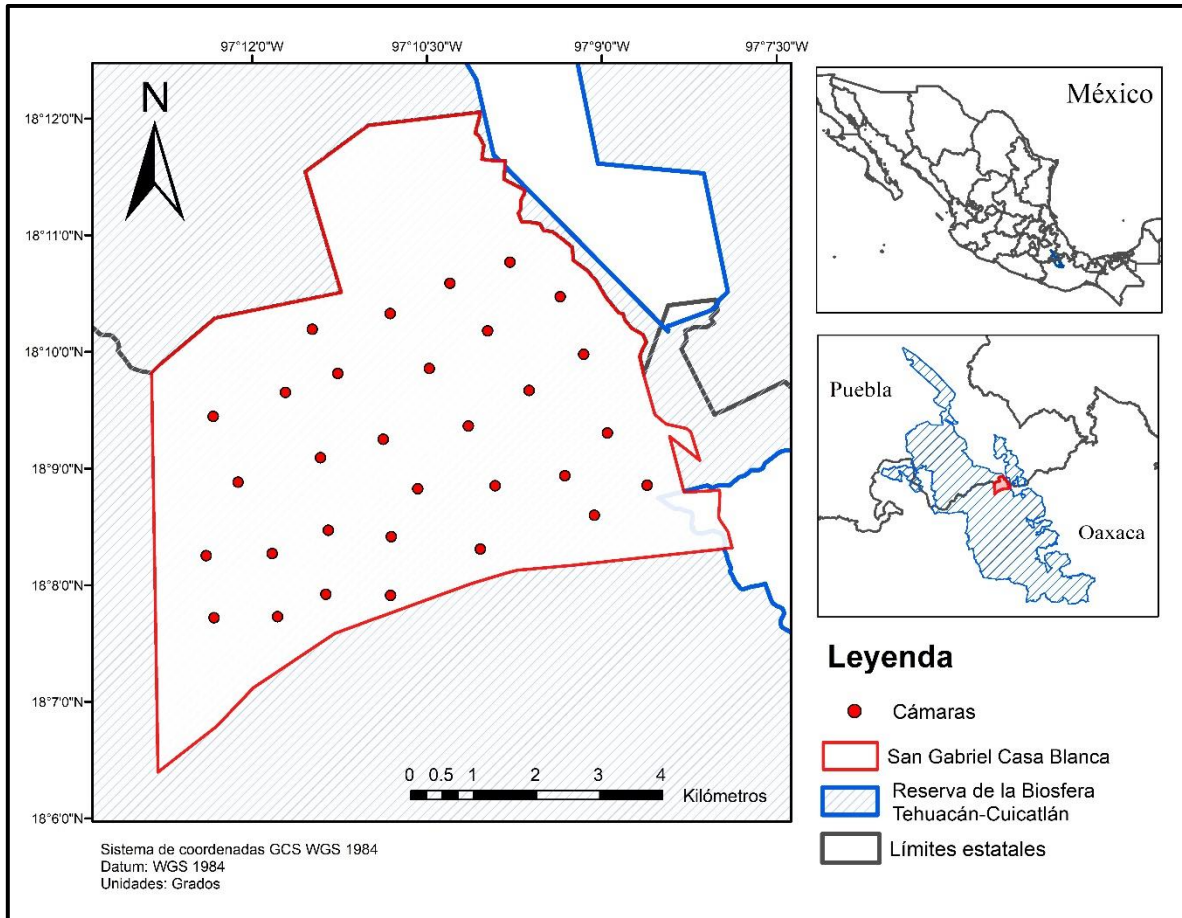


Figura 3. **Sitio de estudio.** San Gabriel Casa Blanca, Oaxaca. Límites geográficos y arreglo espacial de las estaciones de cámaras.

3.3 Análisis de datos

3.3.1 Definición de especies por frecuencia

Para identificar los efectos de la definición de IT sobre especies con diferentes frecuencias de registro se decidió ordenar a la comunidad de mamíferos en función de su cantidad de registros y dividirlos en cuatro secciones en base a la posición de los cuartiles, y a partir de esta división seleccionar a las especies en los límites superiores e inferiores de cada sección, excepto el último (la especie con menos registros en la comunidad). Se clasificaron como muy frecuentes a las especies en ambos límites de la sección cuatro y a la especie en el límite superior de la sección tres; las especies comunes fueron aquellas posicionadas en el límite inferior de la

sección tres y el límite superior de la sección dos; y las especies poco frecuentes a aquellas ubicadas entre los límites inferiores de la sección dos y el límite superior de la sección uno. Seleccionando en total siete especies distribuidas a lo largo de la frecuencia de registros de todas las especies de la comunidad (Anexo 1).

3.3.2 Definición de eventos independientes

Los eventos independientes se definieron utilizando intervalos temporales frecuentemente utilizados en la literatura (0, 15, 30, 60, 480, y 1440 minutos) y usando el paquete *camtrapR* (Niedballa et al., 2016) para agrupar los registros. Los resultados de los intervalos se contrastaron entre sí, y se usó los valores del intervalo de tiempo más cercano al umbral mínimo de independencia temporal como referencia de este para las comparaciones.

Para estimar el umbral mínimo de IT sin autocorrelación temporal se usó el logaritmo de la tasa de probabilidad y lorelogramas (Iannarilli et al., 2019). Esta herramienta se puede usar en una variedad de aplicaciones ecológicas dado que es capaz de describir estructuras de correlación temporal y espacial en datos binarios empíricos (Heagerty & Zeger, 1998). Para el caso de los datos de cámaras trampa, los logaritmos de la tasa de probabilidad permiten cuantificar el tiempo mínimo de independencia entre eventos secuenciales, proporcionando así, criterios para identificar la dependencia temporal de datos binarios (Iannarilli et al., 2019). Los lorelogramas se basan en el logaritmo de la tasa de probabilidad (logs odds ratio - LOR, en inglés) condicional de dos eventos secuenciales. En el caso de las cámaras trampa, detección o no detección de la especie en un intervalo de tiempo determinado (Δt) se calculó de la siguiente manera:

$$LOR(\Delta t) = \log[\psi(Y_t, Y_{t+\Delta t})]$$

Donde ψ representa la tasa de probabilidad condicional de los pares de observaciones para cada Y , en dos tiempos diferentes. Mientras que Y puede representarse como los pares de posibles estados de detección y no detección para cada unidad (Iannarilli et al., 2019). Es decir, detección en t y en $t+1$ (1,1), no

detección en t y en $t+1$ (0,0) y así sucesivamente. De esta forma, cuando el logaritmo de la tasa de probabilidad es igual a 0, indica que se ha llegado a la independencia entre eventos sucesivos, mientras que valores positivos o negativos indican dependencia positiva o negativa, respectivamente.

Para obtener los valores del logaritmo de la tasa de probabilidad se usó solo los registros del primer mes del estudio (46,081 minutos) en vez de los tres meses (145,442 minutos) debido a la exigencia computacional que se generaba por tamaño de las matrices de detección por minuto. Los lorelogramas, la construcción visual de los valores de LOR conforme a unidades de tiempo secuenciales (minutos en este caso) proporcionan una descripción gráfica de cómo cambia la correlación en los datos con el aumento del intervalo entre ocasiones de muestreo. Para mejorar la visualización de los lorelogramas se usaron dos aproximaciones para hacer la valoración, una empírica usando el historial de detecciones sin ajustes y otra basada en modelos debido a la correlación generada por la variabilidad de cada estación utilizando un enfoque de modelo mixto lineal generalizado que incluye a las unidades de muestreo como efecto aleatorio (Iannarilli & Fieberg, 2019).

Sin embargo, puesto que las curvas de los lorelogramas solo tocaban el valor de 0 en la aproximación basada en modelos y presentan una caída abrupta (Anexo 2), se optó por realizar una interpolación spline cúbico ajustado a partir de los valores LOR estimados para los lorelogramas y calcular la primera derivada de la curva spline y, en función del logaritmo de la razón de probabilidades dicha derivada, utilizar el primer intervalo estable de tiempo más cercano a 0 (en valor absoluto) como criterio para seleccionar la IT de las especies dentro de este estudio. Realizando este proceso en base a las indicaciones en Iannarilli et al. (2019). Los lorelogramas, las curvas spline y sus derivadas fueron construidos usando el paquete *lorelogram* (Iannarilli & Fieberg, 2019) en R.

3.3.3 Estimación de frecuencia relativa

El índice de abundancia relativa (IAR o RAI por sus siglas en inglés) es una de las formas más sencillas y comunes de evaluar indirectamente la abundancia de las

especies en fototrampeo (Wearn & Glover-Kapfer, 2017). El IAR clásico (O'Brien et al., 2003) se calcula utilizando el número de eventos independientes de cada especie en cada cámara, dividido por el esfuerzo de muestreo total de todas las cámaras multiplicado por 100, es decir, eventos de fotocaptura independientes en 100 trampas por noche (Carbone et al., 2001; Rovero & Marshall, 2009), teniendo la siguiente fórmula:

$$IAR_i = \left(\frac{n_{tot}}{días_{tot}} \right) \times 100$$

Donde n_{tot} es el número total de capturas de la especie objetivo en todo el estudio, y $días_{tot}$ es el esfuerzo de muestreo o número total de noches de trampa. Como supuestos, el IAR tiene que todas las especies y los individuos dentro de la misma especie tienen la misma probabilidad de ser detectadas espacial y temporalmente; que las poblaciones son cerradas; y que existe independencia temporal en los registros. Al cumplirse estos supuestos se esperaría que la relación entre la abundancia poblacional y el valor del IAR fuera lineal (O'Brien et al., 2003; O'Connell et al., 2010). No obstante, a causa de las características ecológicas de los animales como la capacidad de movimiento y los factores relacionados con el muestreo como la detección imperfecta, la interpretación del IAR en la mayoría de circunstancias debe considerarse como una tasa de frecuencia de registros (Sollmann et al., 2013).

En este trabajo el IAR fue calculado para cada especie seleccionada dentro de los grupos de frecuencia relativa y por cada intervalo de tiempo seleccionado. Esto con el propósito de observar cómo la variación de estos intervalos de tiempo afecta el cálculo y la interpretación del índice en especie con diferentes características. Para poner a prueba el efecto de la variación de los intervalos de tiempo empleados se calculó el IAR de las especies para cada estación de cámaras trampa y se utilizó la prueba no paramétrica para datos dependientes de Friedman (Zimmerman & Zumbo, 1993), con la cual se pudieron evaluar diferencias entre los tiempos utilizados por especie. Posteriormente, se hicieron comparaciones con la prueba Post-Hoc de Wilcoxon para detectar los pares que son diferentes.

3.3.4 Estimación de patrones de actividad

Para la estimación de los patrones de actividad de las especies se usó una estimación no paramétrica de funciones de densidad de Kernel (KDE por sus siglas en inglés) Este método permite construir una función de densidad (patrón de actividad) con base a los valores muestrales que se le proporcionen (eventos independientes) sin hacer suposiciones paramétricas sobre la distribución subyacente (Gramacki, 2018; Ridout & Linkie, 2009). Esta función asume que es igualmente probable que un animal sea capturado en cualquier momento mientras esté activo (Linkie & Ridout, 2011) y se mide de la siguiente manera:

$$f(x) = \frac{1}{nh} \sum_{i=1}^N K \frac{x - x_i}{h}$$

Donde x es la variable de interés; n es el tamaño de la muestra (es decir, el número de registros), h es el ancho de banda, que determina el suavizado de la estimación de densidad; x_i representa cada punto de datos individual en la muestra; K es la función de Kernel, que especifica la forma utilizada para ponderar los puntos de datos en la estimación de densidad. Al igual que el IAR, el KDE fue estimado para cada especie dividida en grupos entre cada intervalo de tiempo seleccionado.

Se realizaron comparaciones entre los patrones de las mismas especies usando el paquete *overlap* (Meredith & Ridout, 2014) por medio del cálculo del coeficiente de superposición (Δ) para dos funciones probabilidad de densidad $f(x)$ y $g(x)$ dadas por la siguiente fórmula:

$$\Delta(f, g) = \int \min\{f(x), g(x)\} dx$$

Este coeficiente es usado para estimar el grado de similitud en la actividad diaria dentro de las especies. Los coeficientes de superposición (Δ) varían desde 0 (sin superposición) sí no hay un período activo común, hasta 1 (superposición completa), si las densidades de actividad son idénticas (Schmid & Schmidt, 2006). Siguiendo las recomendaciones en Meredith & Ridout, (2014), y Ridout & Linkie,

(2009) se utilizó el estimador Δ_1 para muestras con <75 registros, y Δ_4 para muestras con >75 registros.

Para los pares de patrones de actividad con menor superposición en cada especie, se calcularon los intervalos de confianza al 95% para los patrones de actividad entre las mismas especies a partir de un re-muestreo de 1,000 repeticiones, y para evaluar las diferencias entre los promedios de los picos de actividad en estos patrones se utilizó la prueba de homogeneidad U^2 de Watson con valor de alfa de 0.05 utilizando el paquete *circular* (Zar, 2010; Lund et al., 2017).

IV. Resultados

Durante el transcurso de los meses de febrero a mayo las cámaras estuvieron activas 2822 noches/cámara, con un promedio de 91.03 días de funcionamiento para cada estación. Se identificaron un total de 12 especies de mamíferos silvestres, de las cuales se clasificaron y seleccionaron siete para formar los grupos de especies de frecuencia. Esto se hizo siguiendo el proceso descrito en la definición de especies por frecuencia, dividiendo la comunidad de especies en 4 secciones en base a los cuartiles y seleccionando a las especies posicionadas en los límites de dichas secciones excepto el último con menor frecuencia (Anexo 1).

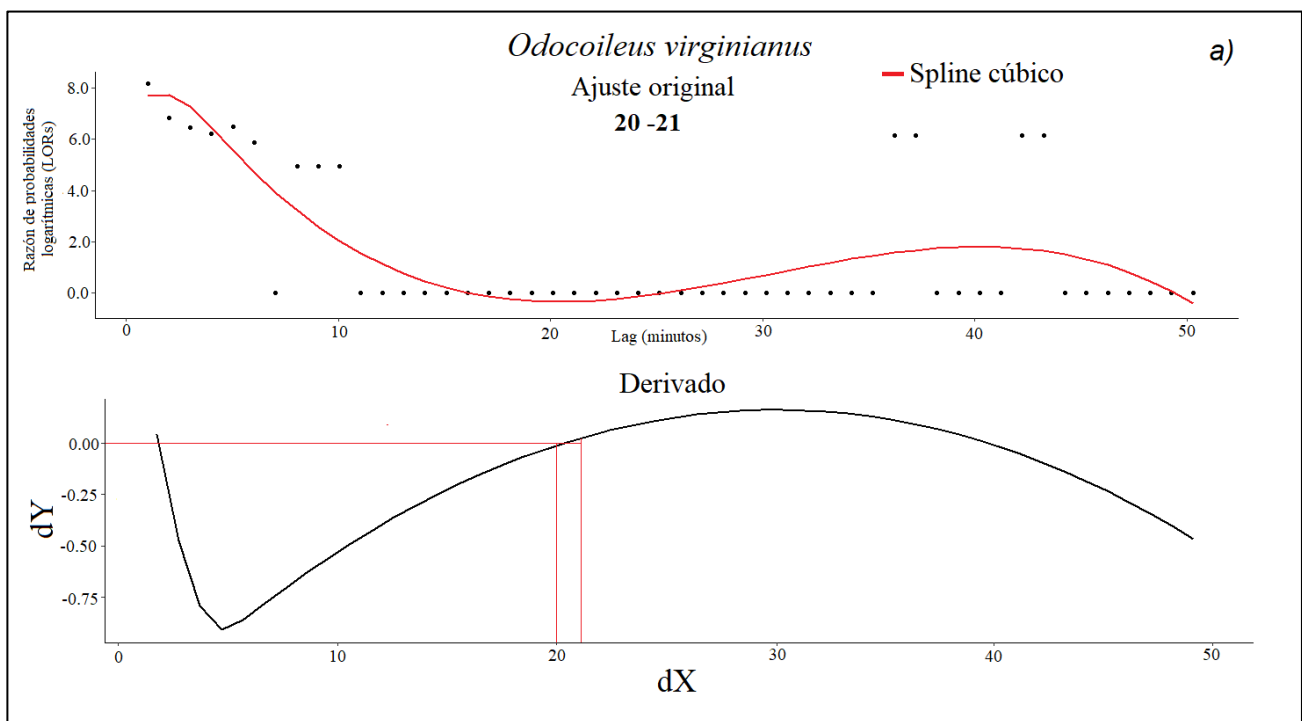
De las especies seleccionadas se obtuvo un total de 2201 registros, dividido de la siguiente forma: las especies del grupo más frecuentes, el venado cola blanca *Odocoileus virginianus* con 873 registros (39.7%), el zorro gris *Urocyon cinereoargenteus* con 637 registros (28.9%) y el pecarí de collar *Dicotyles angulatus* con 519 registros (23.6%); del grupo de las especies comunes, el zorrillo encapuchado *Mephitis macroura* con 79 registros (3.6%) y gato montés *Lynx rufus* con 41 registros (1.9%); y del grupo de las especies menos frecuentes, el mapache *Procyon lotor* con 34 registros (1.5%) y el cacomixtle *Bassariscus astutus* con 18 registros (0.8%).

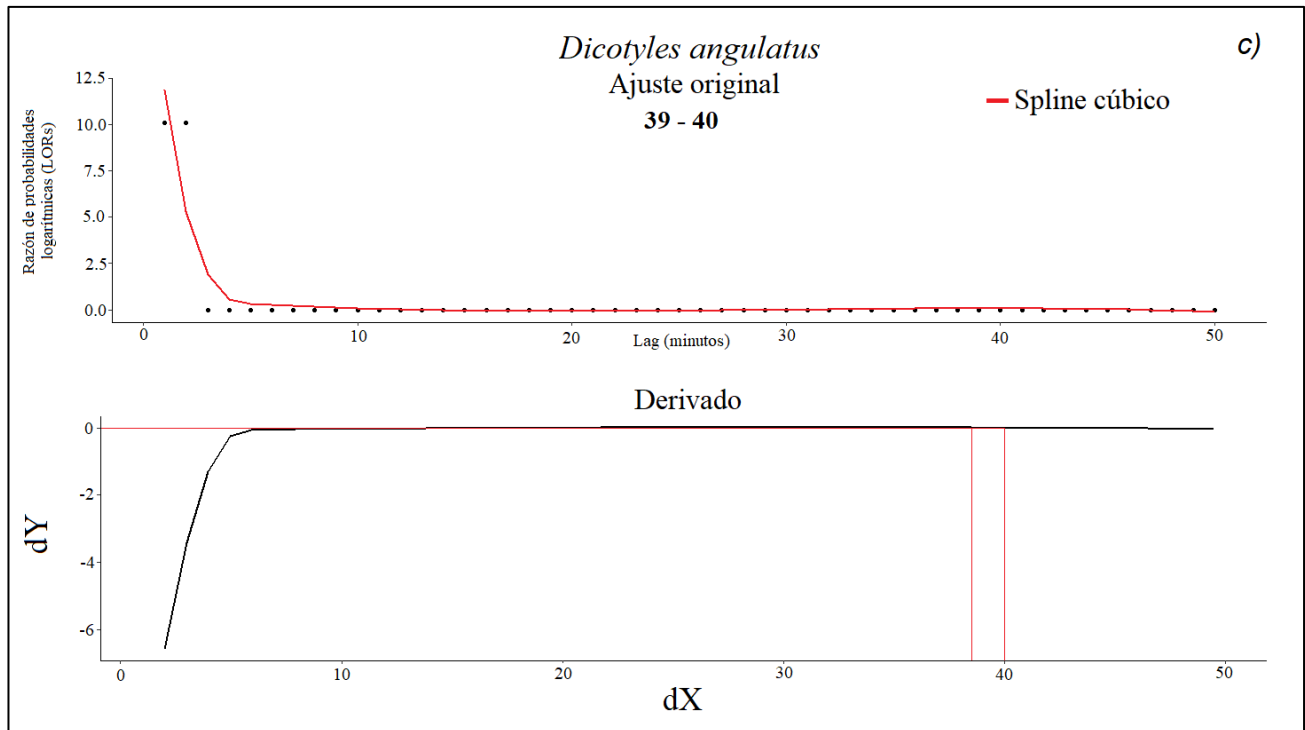
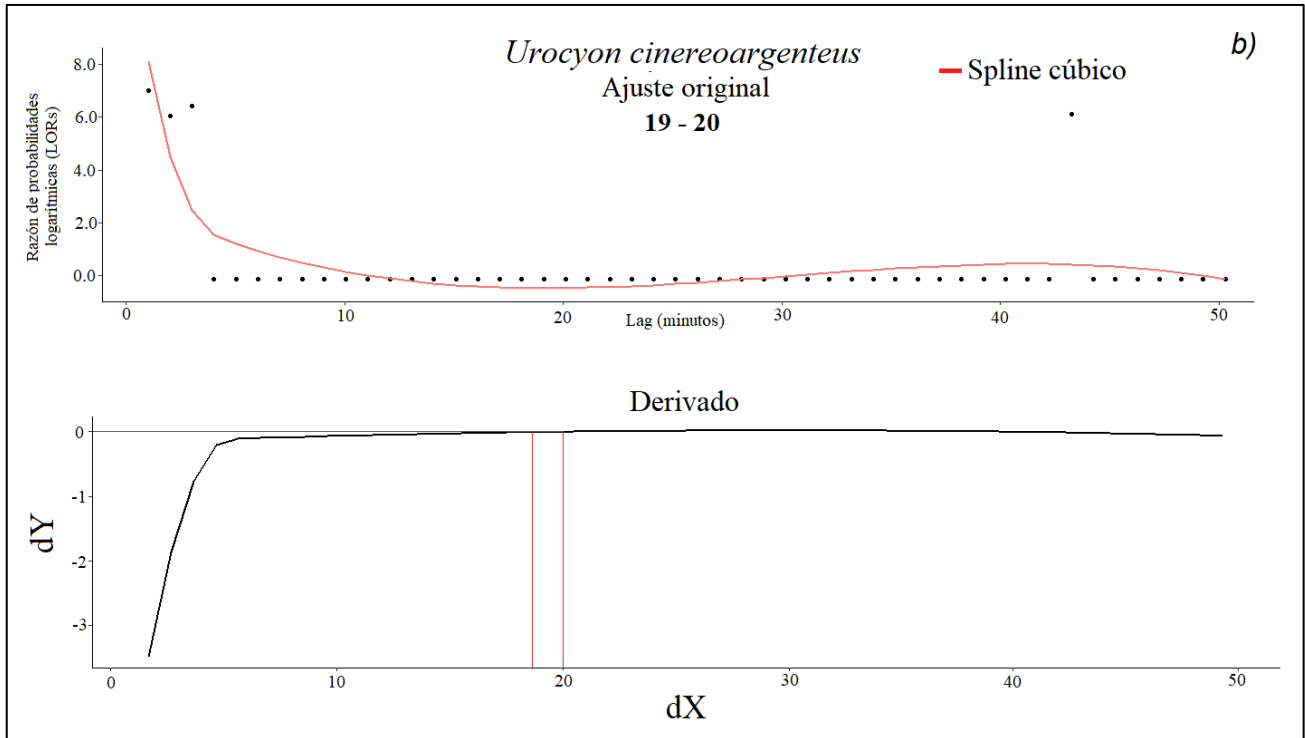
4.1 Definición de la independencia temporal por medio de loreogramas

Se calcularon y graficaron los valores LOR para el venado cola blanca, el pecarí, el zorro gris, el gato montés y el mapache (Anexo 2); mientras que para el zorrillo y el cacomixtle no fue posible calcular la independencia temporal por medio de los valores LOR debido a que estas especies no contaban con eventos de recaptura dentro de las mismas estaciones de fototrampeo.

Puesto que la identificación de los intervalos de tiempo mínimos en los loreogramas no estaba clara, se utilizaron los valores de LOR calculados de las especies para elaborar una curva spline cúbica y su derivada, y así obtener una selección más rigurosa de este umbral. Usando las derivadas de la interpolación spline cúbico

hechas a partir logaritmo de la razón de probabilidades se encontró que, en las especies muy frecuentes, los intervalos donde el logaritmo de la tasa de probabilidad se acercó más al cero fueron entre 20 a 21 minutos para el venado cola blanca, 19 a 20 minutos para el zorro gris, y 39 a 40 minutos para el pecarí. En el caso del gato montés y el mapache, el intervalo se situó entre 20 y 21 minutos (Fig. 4). De los intervalos utilizados en este trabajo, el intervalo de 30 minutos fue el que se usó de referencia por ser el más cercano a la IT mínima de las cinco especies.





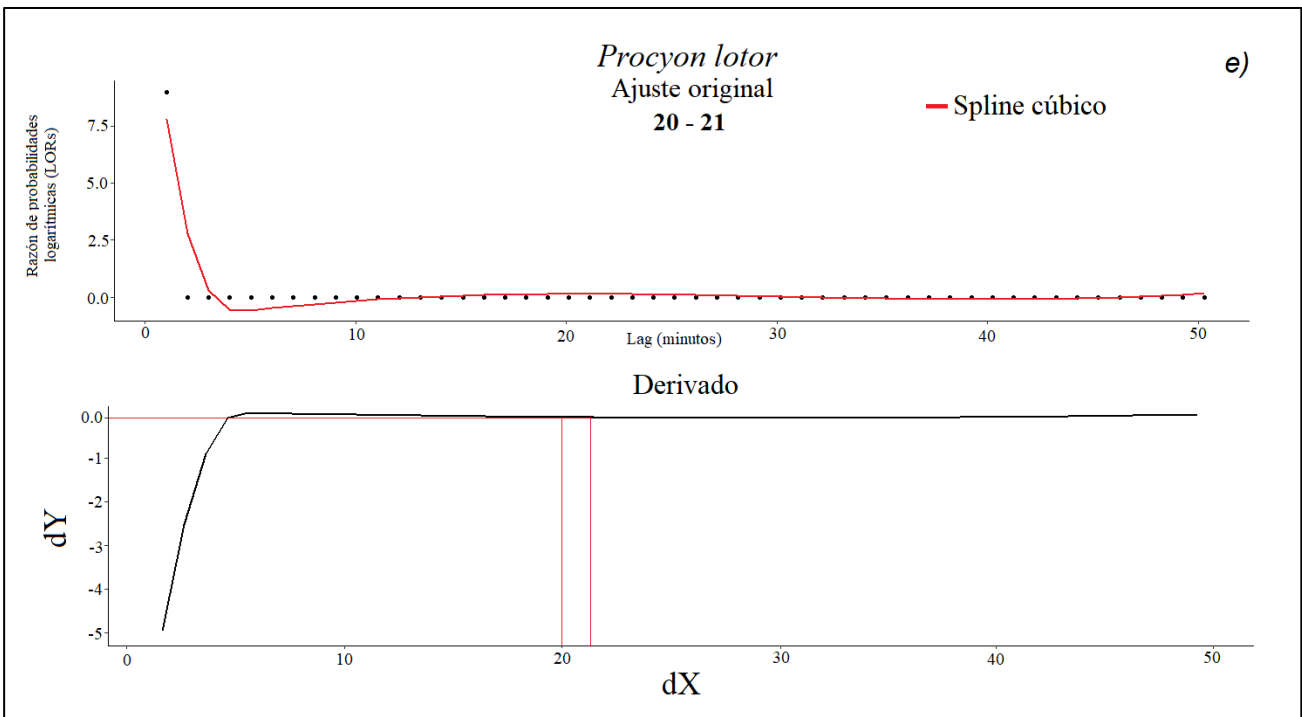
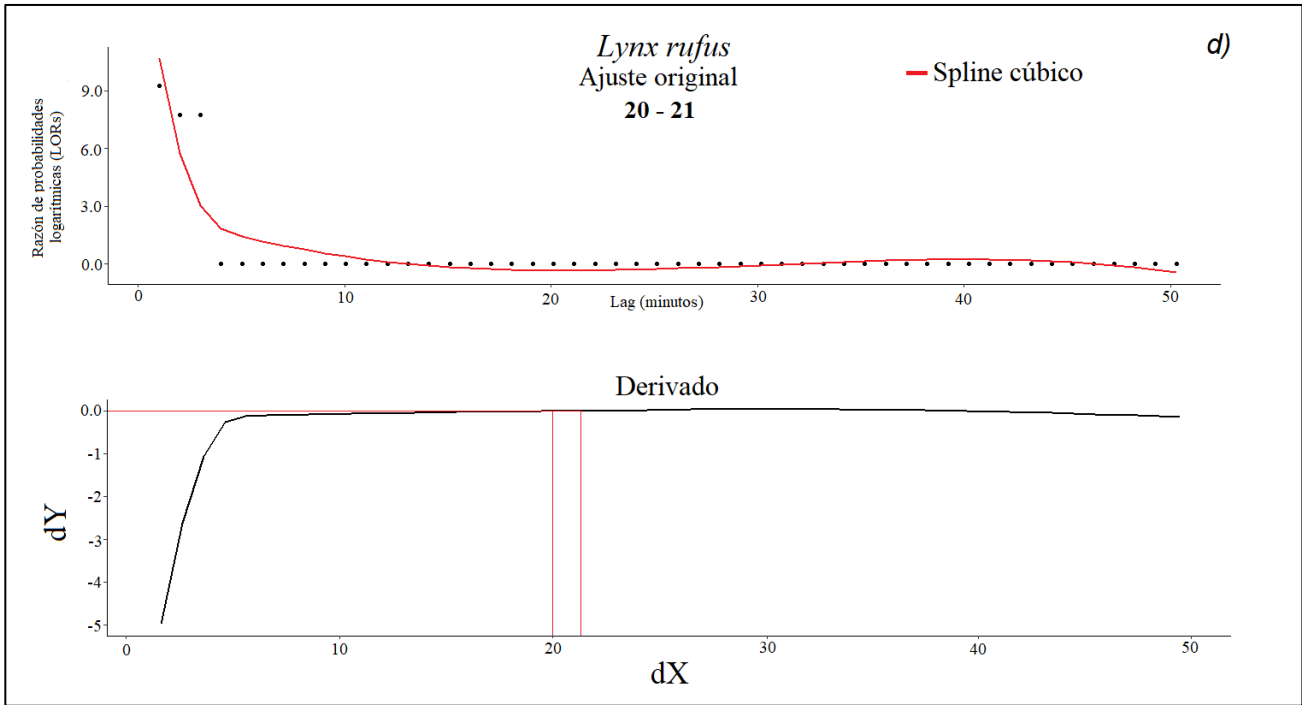


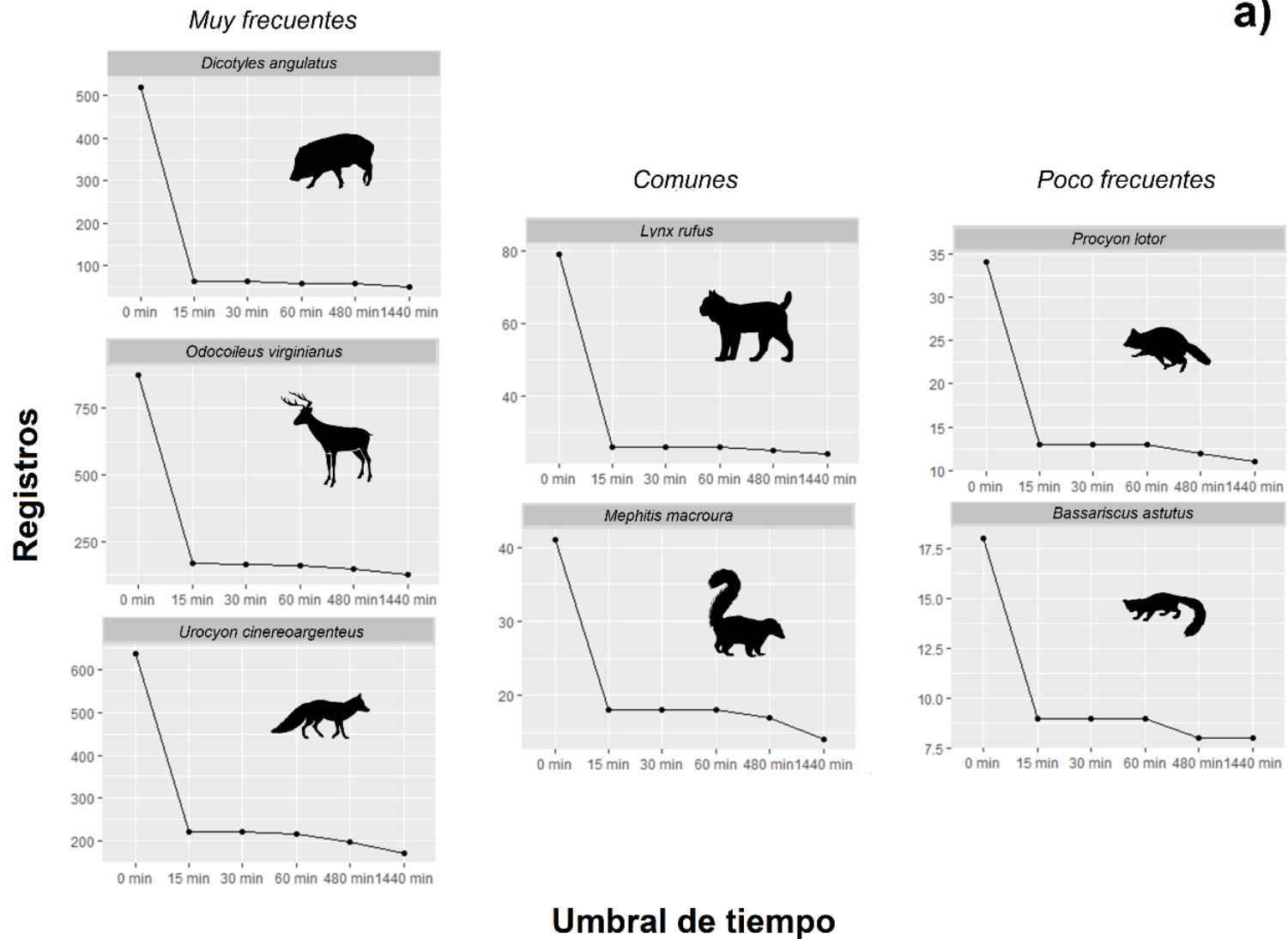
Figura 5. Interpolaciones spline cúbicas y derivadas de la curva spline creadas a partir de valores de logaritmo de probabilidad usadas para definir el intervalo mínimo de independencia temporal en las especies venado cola blanca (a, *Odocoileus virginianus*), el zorro gris (b, *Urocyon cinereoargenteus*), el pecarí de collar (c, *Dicotyles angulatus*), el gato montés (d, *Lynx rufus*) y el mapache (e, *Procyon lotor*). Las marcas en rojo señalan el intervalo escogido.

4.2 Registros a través de los umbrales de tiempo

Conforme a lo que se esperaba, a partir de los primeros umbrales de tiempo (0 y 15 minutos) los registros empezaron a presentar disminuciones. El porcentaje de disminución fue del 81% para el venado cola blanca, 65.1% para el zorro gris, 87.5% para el pecarí de collar, 67.1% para el gato montés, 56.1% para el zorrillo, 61.8% para el mapache y 50% para el cacomixtle (Fig. 6-a). Después de ese umbral de tiempo las disminuciones de los registros fueron menores a comparación dejando a las especies en el último umbral (1440 minutos) un total de 401 registros, de los cuales 124 pertenecieron al venado cola blanca, 170 para el zorro gris, 50 para el pecarí, 24 para el gato montés, 14 para el zorrillo, 11 para el mapache y 8 para el cacomixtle (Fig. 6-b).

Comparando los intervalos con el umbral de 30 minutos como referencia a la IT mínima de las especies, el umbral de 0 minutos presentó las mayores diferencias con cantidades de registros desde dos hasta ocho veces mayor, siendo el pecarí la especie con las diferencias más considerables. En los umbrales de 15 y 60 minutos la cantidad de registros en las especies comunes y frecuentes fue la misma, mientras que las diferencias en las especies muy frecuentes fueron entre uno y seis registros. En cuanto a los umbrales de 480 y 1440 minutos, las especies muy frecuentes y el zorrillo tuvieron un mayor porcentaje de disminución en sus registros que el resto de las especies. En general, las especies con mayores diferencias en sus cantidades de registros fueron las especies del grupo muy frecuente en el umbral de tiempo 0.

a)



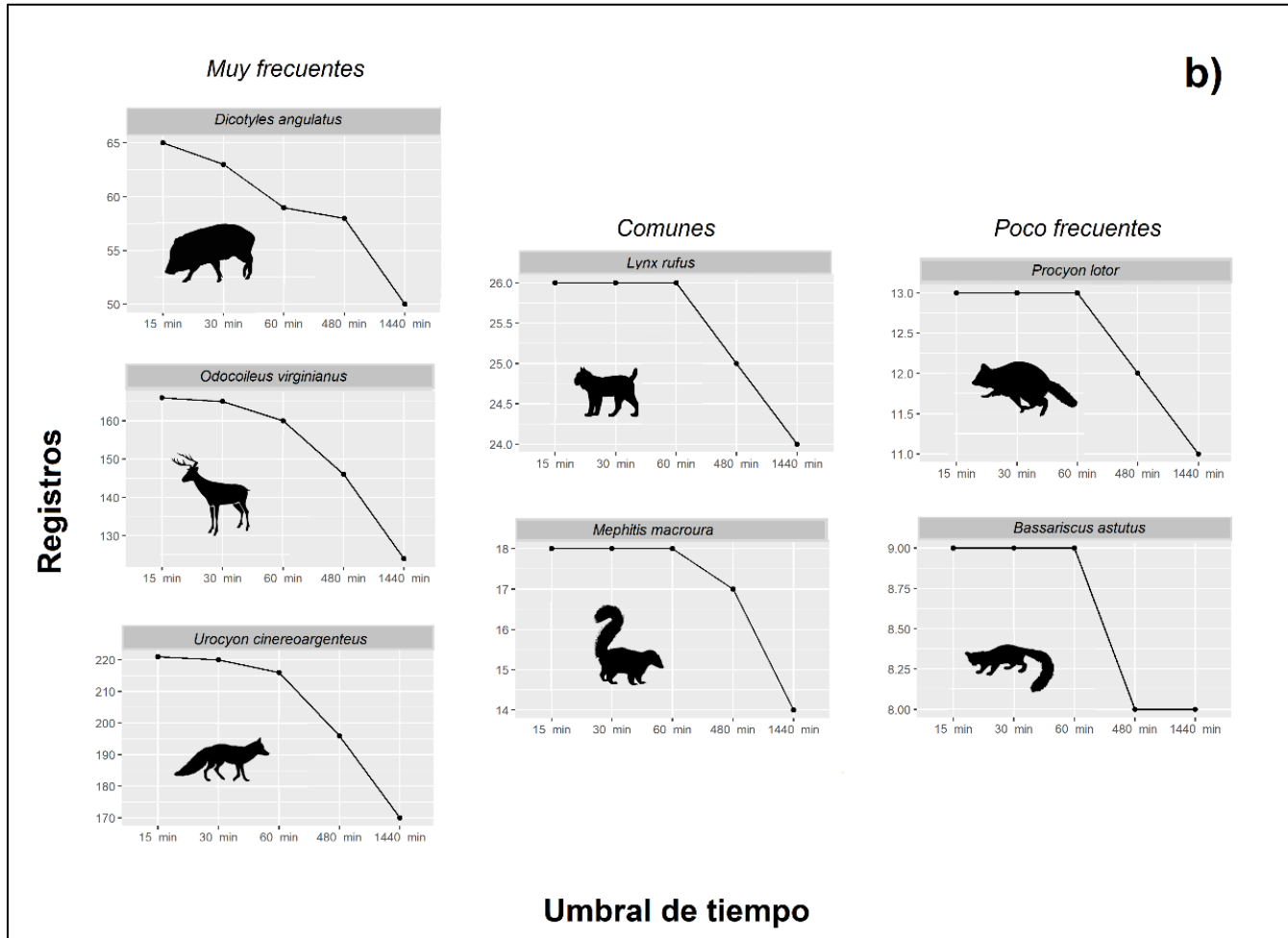


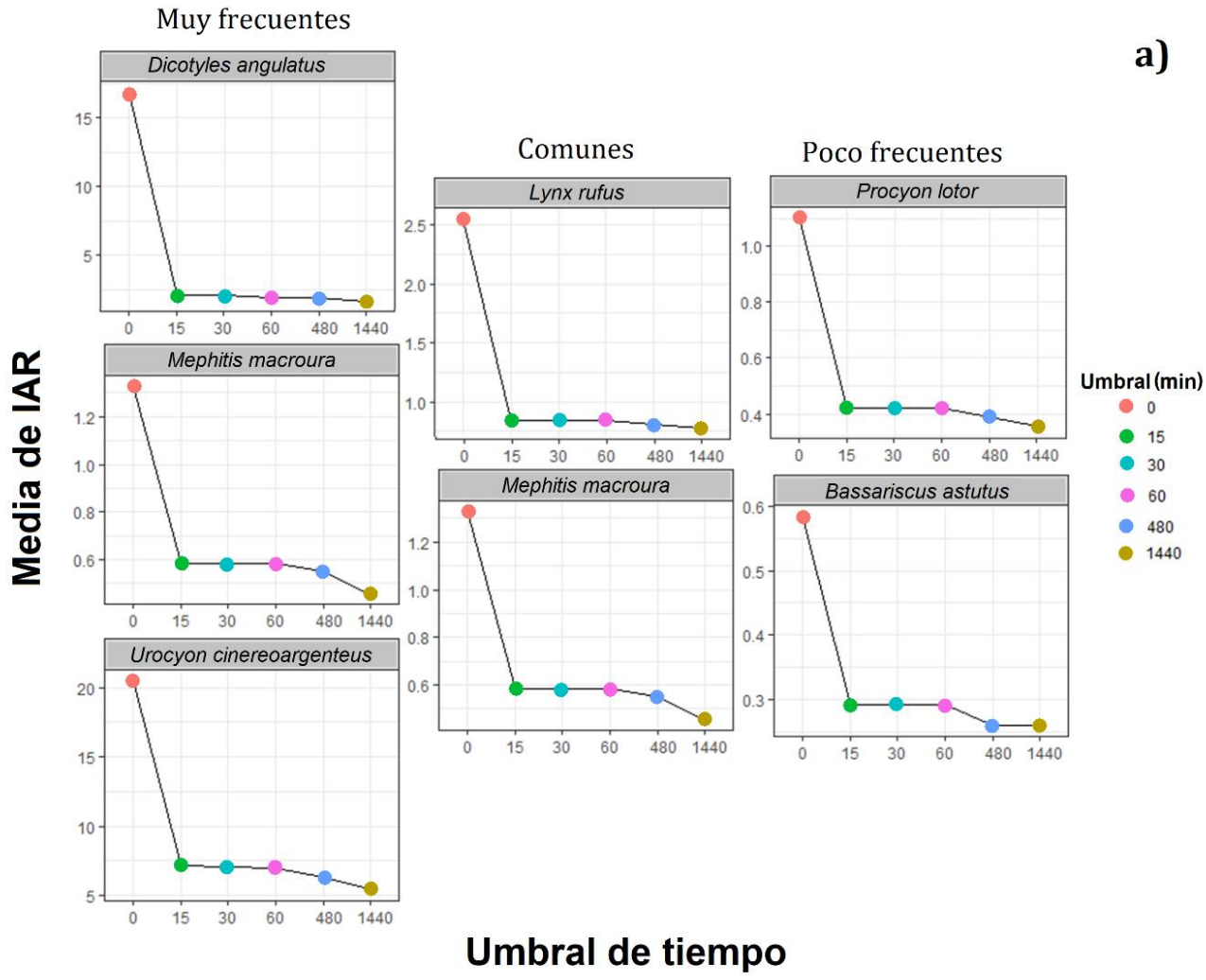
Figura 6. Cambios de los registros de las especies muy frecuentes (izquierda), comunes (centro) y poco frecuentes (derecha) a través de los umbrales tiempo. a) Registros desde el tiempo 0; b) Registros omitiendo el tiempo 0 para apreciar mejor los cambios de registros entre umbrales.

4.3 Índice de Abundancia Relativa

Al igual que la cantidad de registros, todas las especies mostraron una disminución en el IAR cuando el tiempo de independencia temporal aumentaba (Fig. 7, Anexo 3). Las especies muy frecuentes, el venado cola blanca, el zorro gris y el pecarí de collar mostraron una disminución en su IAR de 0 minutos a 15 minutos del 80.9%, 65.35% y 87.5% respectivamente; las especies comunes, el gato montés y el zorrillo, tuvieron una disminución inicial del 67% y del 56.3% respectivamente en su IAR; y en las especies poco frecuentes, el mapache tuvo una disminución del 38.2%, mientras que para el cacomixtle su disminución fue del 50% (Fig. 7-a). Siguiendo el mismo patrón que la cantidad de registros, a partir del umbral de 15 minutos las disminuciones fueron menores en comparación; los valores de los umbrales 15, 30 y 60 minutos permanecieron iguales para las especies poco frecuentes y comunes, mientras que para las especies muy frecuentes los valores variaron entre el 4 y 10%; ya en los umbrales de 480 y 1440 minutos (Anexo 3), las especies más frecuentes fueron las que tuvieron una mayor disminución en el porcentaje del valor de su IAR.

Respecto a la IT estimada y sus umbrales adyacentes, las especies muy frecuentes presentaron ligeras diferencias en los valores de IAR de los umbrales que se encontraron entre su intervalo mínimo de IT (el venado con 5.38 - 5.34 y el zorro con 7.13 - 7.10, ambos con su IT entre los umbrales de 15 y 30 minutos; y el pecarí con 2.05 - 1.92 con una IT entre los 30 y 60 minutos). Mientras que para el gato montés y el mapache los valores de abundancia relativa de los umbrales entre su IT permanecieron iguales (0.84 para el gato montés y 0.42 para el mache, ambos con su IT entre los umbrales de 15 y 30 minutos). Con relación a las diferencias con los umbrales extremos, el umbral de 0 minutos presentó valores hasta dos veces mayor para todas las especies respecto al umbral de 30 minutos y en algunos casos como el pecarí y el venado cola blanca este valor llegó a ser hasta cinco veces mayor (Fig. 7-a). En el caso del umbral de 1440 minutos, hubo disminuciones de hasta el 20% en todas las especies muy frecuentes, mientras que para el gato montés y el mapache las disminuciones fueron del 7 y 14% respectivamente al comparar con el umbral de 30 minutos (Fig. 7-b).

a)



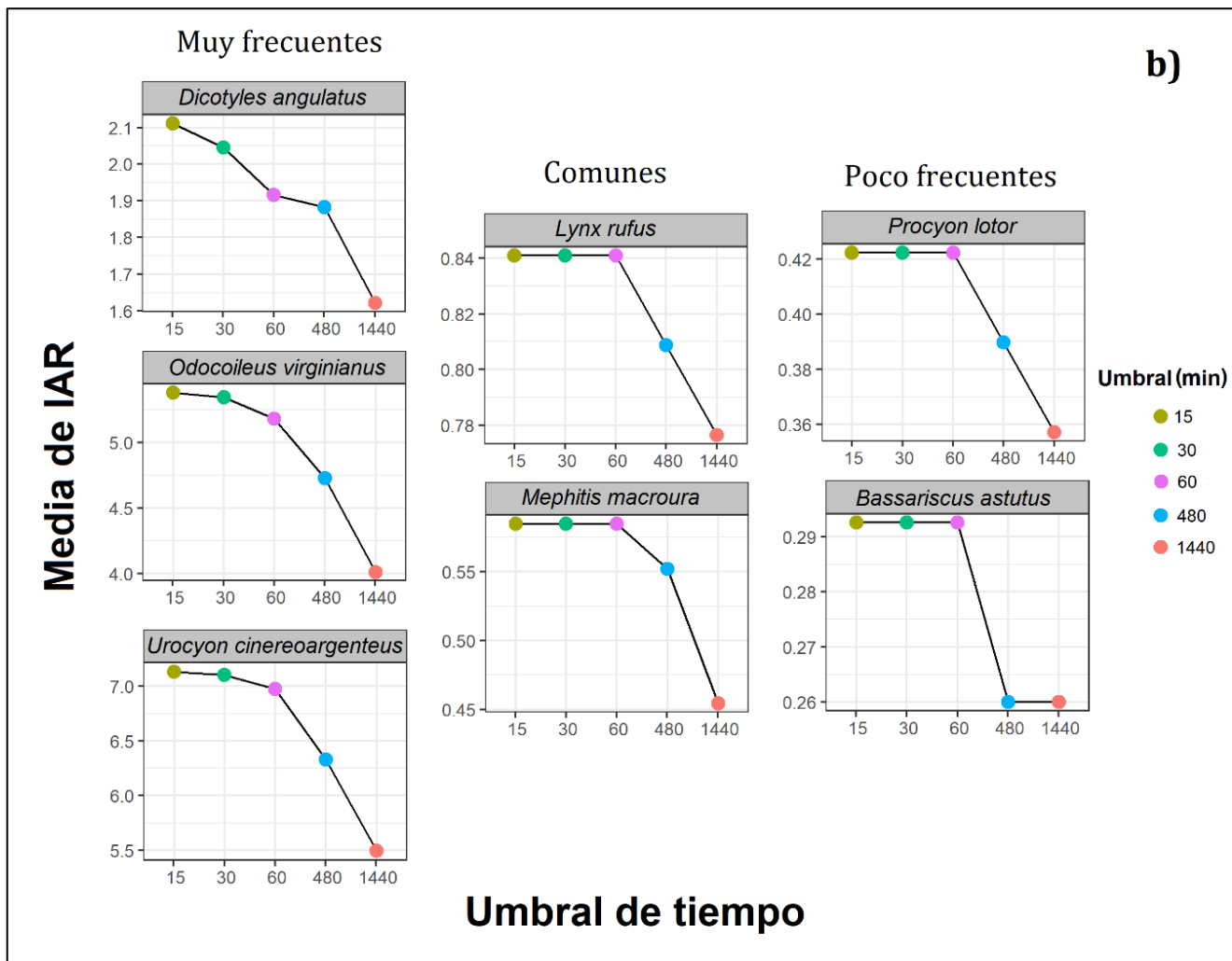


Figura 7. Gráficos de los IAR en las especies muy frecuentes (izquierda), comunes (centro) y poco frecuentes (derecha) por cada intervalo de tiempo. a) Registros desde el tiempo 0; b) Registros omitiendo el tiempo 0 para apreciar mejor los cambios de registros entre umbrales.

Comparando las desigualdades entre los valores del IAR estadísticamente, la prueba de Friedman detectó diferencias notables en la mayoría de las especies excepto con el zorrillo y el cacomixtle ($p < 0.001$, $df = 5$; Cuadro 1), señalando que los promedios de los IAR difieren para las demás especies entre los umbrales de tiempo usados. Para ver qué umbrales son los que presentan las diferencias relevantes se utilizó la prueba post-hoc de suma de rangos de Wilcoxon con corrección de Bonferroni (Anexo 4). Las diferencias importantes que detectó la prueba fueron, para el zorro gris, los promedios del umbral de tiempo 0 con el resto

de los umbrales aplicados, y el umbral de 1440 minutos con todos los intervalos excepto el umbral de 480 minutos; mientras que, para el gato montés, el venado y el pecarí, solo se encontró diferencias entre el umbral de tiempo 0 con el resto de los umbrales. En los resultados del mapache a pesar de detectar diferencias notables entre sus valores de IAR, la prueba de Wilcoxon no detectó a las diferencias como cruciales (Anexo 4).

Cuadro 1. Pruebas de Friedman para comparaciones de IAR entre intervalos de tiempo para una misma especie. Marcados en negritas se encuentran los valores significativos.

Especie	χ^2 de Friedman	<i>p</i>
Venado cola blanca	90.23	< 0.001
Zorro gris	105.3	< 0.001
Pecarí de collar	54.35	< 0.001
Gato montés	53.66	< 0.001
Zorrillo encapuchado	16.84	0.0049
Mapache	20.75	< 0.001
Cacomixtle	12.5	0.0285

4.4 Patrones de actividad

Se calcularon y graficaron los patrones de actividad diaria para las siete especies teniendo un total de 42 patrones de actividad (seis por cada especie, uno por cada uno de los intervalos de tiempo seleccionados para definir la independencia temporal; Fig. 8). En general, los patrones actividad siguieron a una misma tendencia en los picos de actividad en cada especie, pero con diferentes densidades.

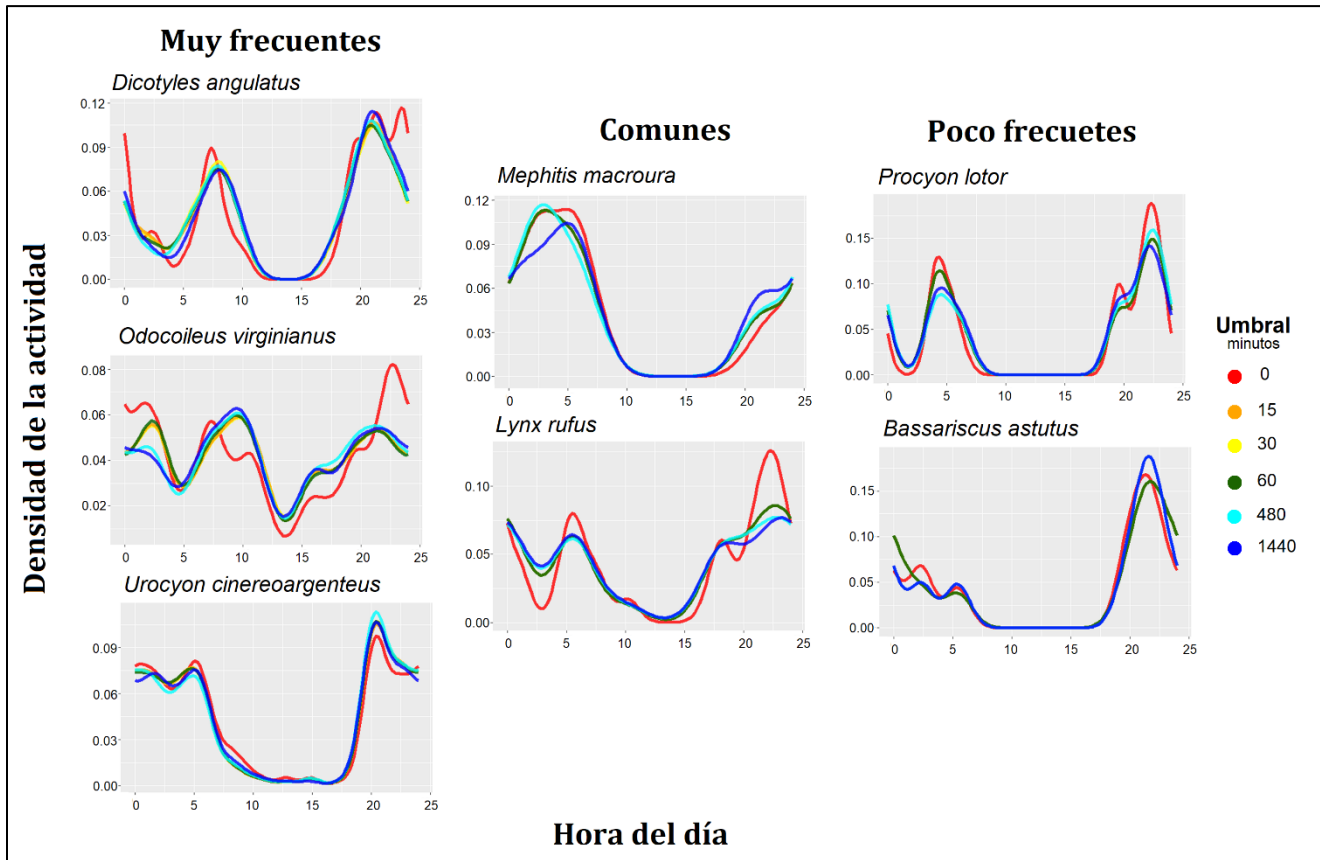


Figura 8. Cambios en la densidad de las curvas de actividad diaria de las especies muy frecuentes (izquierda), comunes (centro) y poco frecuentes (derecha) del estudio para cada intervalo de tiempo seleccionado para valorar efectos de la independencia temporal.

En total se realizaron 105 comparaciones de umbrales de tiempo (15 por especie), obteniendo una variación que iba desde superposiciones idénticas ($\Delta = 1$) hasta superposiciones de $\Delta = 0.846$. La mayor diferencia encontrada en los patrones de actividad ($\Delta = 0.846$) fue en las comparaciones de los umbrales de 0 y 480 minutos para el gato montés. De igual forma para el venado, el pecarí y el zorro gris, esta comparación de umbrales fue la que arrojó el resultado con menor coeficiente de superposición ($\Delta = 0.859$, $\Delta = 0.933$ y $\Delta = 0.858$ respectivamente). Mientras que, para el zorrillo encapuchado y el mapache, la mayor diferencia se presentó en la comparación de los umbrales de 0 y 1440 minutos teniendo valores de superposición de 0.905 y 0.846 respectivamente. Y para el caso del cacomixtle, las comparaciones con mayor diferencia fueron entre el umbral de 0 minutos con los umbrales de 15, 30 y 60 minutos ($\Delta = 0.894$), dado que estos últimos umbrales

contenían los mismos registros se obtuvo el mismo coeficiente (Anexo 5). A estos pares de actividad con menor superposición se les realizó el remuestreo para obtener sus intervalos de confianza (Fig. 9) y la prueba U^2 de Watson para evaluar su significancia; sin embargo, no se encontró diferencias en las comparaciones de todas las especies a excepción del venado cola blanca (Cuadro 2).

Cuadro 2. Coeficientes de superposición y estadístico U^2 de Watson para comparaciones de superposición por pares de las curvas de actividad con menor coeficiente de superposición de cada especie del estudio. Los intervalos con asterisco () fueron calculados con correlaciones en la escala logit y en marcadas en negritas están los valores significativos.*

Especie	Intervalos de tiempo comparados	Superposición (95% CI)	U^2 de Watson	p
Venado cola blanca	0 min x 480 min	0.849 (0.79 - 0.92)	0.3157	<0.01
Zorro gris	0 min x 480 min	0.902 (0.87 - 0.98)	0.058	> 0.10
Pecarí de collar	0min x 480 min	0.829 (0.77 - 0.93)	0.121	> 0.10
Gato montés	0 min x 480 min	0.773 (0.70 - 0.96)	0.035	> 0.10
Zorrillo encapuchado	0 min x 1440 min	0.775 (0.71 - 0.96)*	0.029	> 0.10
Mapache	0 min x 1440 min	0.715 (0.69 - 0.93)*	0.017	> 0.10
	0 min x 15 min			
Cacomixtle	0 min x 30 min	0.716 (0.68 - 0.96)*	0.025	> 0.10
	0 min x 60 min			

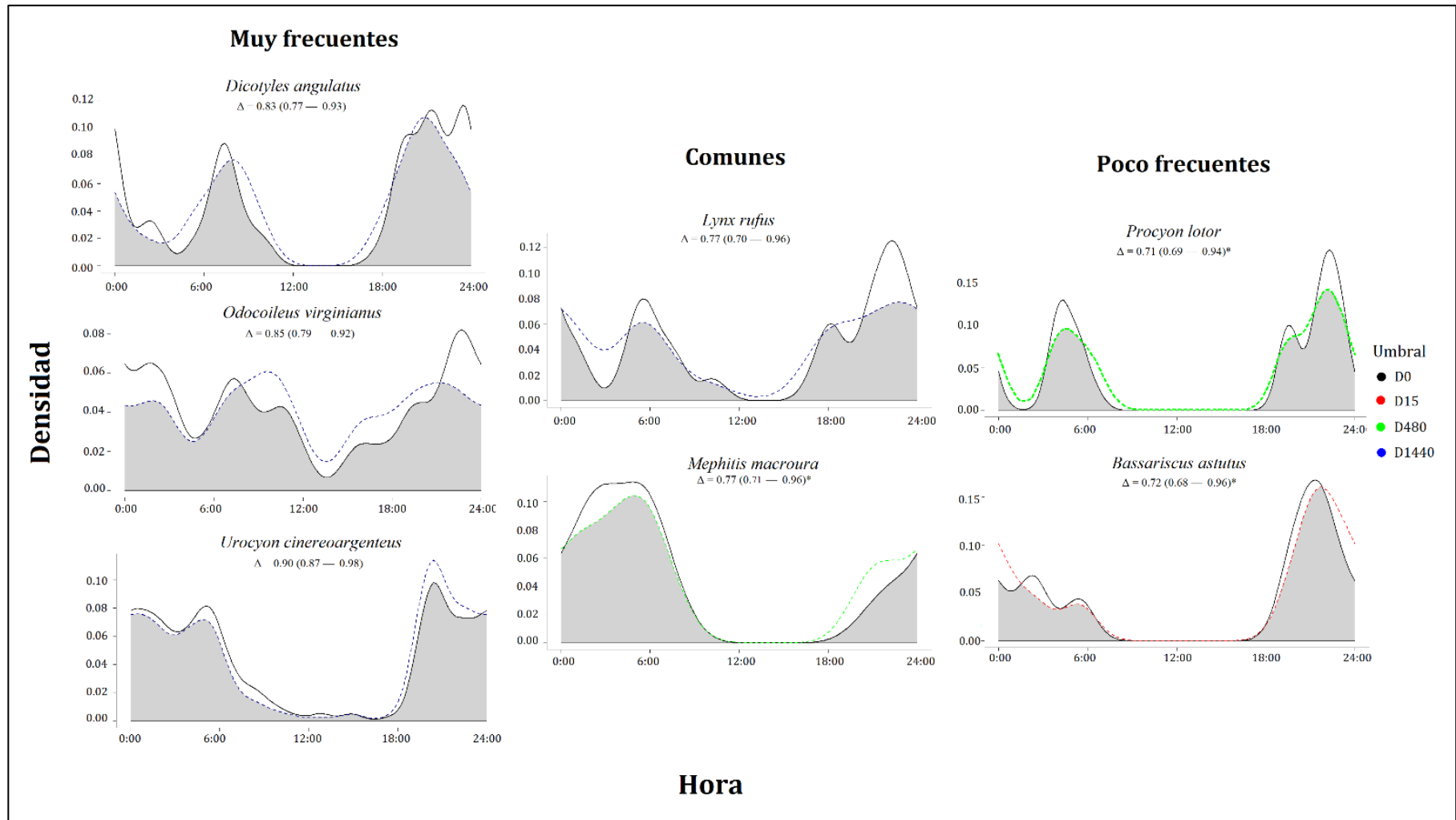


Figura 9. Patrones de actividad con coeficiente de superposición (Δ) e intervalos de confianza obtenidos de repeticiones bootstrap. Los intervalos con asterisco (*) fueron calculados con correlaciones en la escala logit.

V. Discusión

El avance en el conocimiento de la ecología y conservación de mamíferos por medio de estudios de fototrampeo requiere de cumplir con supuestos en el diseño y en los análisis estadísticos de los índices y modelos a emplear (Bridges & Noss, 2011; Lizcano & Cavelier, 2000). Entre estos, la independencia temporal entre los registros de cámaras trampa es un aspecto que ha recibido poca atención en la literatura en general (Carroll & Pearson, 2000). En los resultados de este estudio se encontró de manera general que los rangos de IT calculados de forma estadística de las especies estuvieron más cercanos al umbral de 30 minutos, sin embargo, las diferencias entre resultados con los intervalos próximos a este umbral presentaron sólo ligeras diferencias. En el IAR, la mayoría de las especies presentaron las diferencias principales al comparar los resultados del umbral de 0 minutos con los demás umbrales de tiempo; mientras que, en los patrones de actividad, el comportamiento de las curvas varió dentro de las mismas especies pero, las pruebas estadísticas sólo encontraron diferencias marcadas en los patrones del venado cola blanca. A continuación estos resultados se discuten con mayor profundidad.

5.1 Efecto de los umbrales de tiempo en la cantidad de registros

Utilizar distintos umbrales de tiempo sobre distintas especies de mamíferos nos permitió simular los resultados que se obtienen cuando en estudios multi-especie todas las especies son pasadas bajo el mismo filtro temporal de independencia. Inicialmente, todas las especies sufrieron una notable reducción de registros con la aplicación del segundo umbral de tiempo (15 minutos), siendo los mamíferos más afectados el venado cola blanca y el pecarí de collar; mientras que los menos afectados fueron el zorrillo y las especies denominadas como poco frecuentes. Estos cambios en la cantidad de registros en el primer par de umbrales hicieron que cambiara el ordenamiento de las especies en la comunidad, dejando al zorro gris como la especie con mayor frecuencia de registros (Figura 6-b); asimismo, se puede

inferir que los registros que fueron suprimidos en los primeros umbrales (0 y 15 minutos) presentaban dependencia temporal dado que los rangos de IT que se calcularon estadísticamente se encontraron posteriores a estos umbrales. No obstante, teniendo en cuenta que el rango de IT se escogió sin considerar los intervalos de confianza de la derivada del spline cúbico, se necesitaría realizar una evaluación a escalas más pequeñas para confirmar la existencia de dependencia sobre estos datos.

La fuerte disminución inicial en las especies más frecuentes (Pecarí y Venado) se puede atribuir a la cantidad de registros agrupados en el tiempo y al comportamiento grupal que suelen presentar estas especies (Keuroghlian et al., 2004; Lingle, 2001); además de que al ser herbívoros grandes, estos tienden a estar más tiempo en zonas donde encuentran alimento (Owen-Smith et al., 2010), teniendo así desplazamientos más lentos pudiendo regresar con más frecuencia a sitios con recursos en comparación con especies carnívoras que suelen tener comportamientos de patrullaje del territorio de forma más sistemática (de La Rosa & Nocke, 2000). Por el otro lado, los grupos de especies comunes y poco frecuentes tienen especies que suelen tener conductas solitarias y/o territoriales como los linces, zorrillos y cacomixtles (Mittermeier & Wilson, 2009). Esto puede explicar el porqué sus registros son más esparcidos a lo largo del tiempo de muestreo y en diferentes estaciones de fototrampeo, teniendo en cuenta que la cantidad de individuos que pueden estar presentes en un área puede estar limitada, reduciendo así la cantidad de registros entre estaciones.

En las comparaciones posteriores a los rangos de IT calculados no hubo más cambios en el ordenamiento de las especies dentro de la comunidad, y la disminución en la cantidad de registros fue menor en comparación y de forma más equitativa entre todas las especies; similar al estudio de Peral et al. (2022), la mayor reducción en la cantidad de registros se presentó en los primeros intervalos de tiempo disminuyendo considerablemente en los siguientes intervalos. Esto puede indicar que la distribución de los registros fue más equivalente entre las especies a partir del umbral de 15 minutos.

Respecto a las mediciones estadísticas para obtener el intervalo de tiempo mínimo para la IT, en esta comunidad el umbral de tiempo de 30 minutos fue el intervalo de tiempo que más se acercó a la IT calculada para 5 de las 7 especies (las 2 restantes, el zorrillo y el cacomixtle, no contaban con los suficientes registros entre estaciones como para obtener una evaluación de su IT); dado que las diferencias en los registros detectadas entre el umbral de 30 minutos y la IT calculada fueron mínimas, se decidió utilizar este umbral para como referencia a la independencia temporal en las especies evaluadas para comparaciones. Esta cercanía entre los valores obtenidos y el umbral de tiempo puede sugerir que, en estudios realizados en esta comunidad o similares, el uso de 30 minutos para definir la independencia de los registros podría no estar tan alejado de la IT. No obstante, aún se debe considerar que el tiempo mínimo para alcanzar la independencia temporal puede variar incluso dentro la misma especie (Iannarilli et al., 2021), en diferentes localidades y/o periodos del año.

5.2 Efectos sobre el índice de abundancia relativa

El comportamiento del IAR siguió un patrón similar al de los registros a través de los umbrales de tiempo. Las especies más afectadas fueron las de grupo más frecuente, con disminuciones de hasta el 90.3% en el valor del IAR al comparar el primer y último umbral, como en el caso del pecarí de collar. Esta disminución en el valor de IAR se puede explicar también por el agrupamiento de los registros que sucede en el primer par de umbrales de tiempo en estas especies altamente sociales (Biondo et al., 2014), reduciendo por ende también el valor en su IAR. Para las especies comunes y poco frecuentes de igual forma se presentaron comportamientos similares teniendo reducciones en su valor a través del tiempo pero con disminuciones menos pronunciadas. En los umbrales cercanos a la IT se encontró que los valores fueron similares e incluso idénticos en algunas especies. Las diferencias significativas se detectaron sólo fuera de estos intervalos en los umbrales extremos, lo que sugiere que los umbrales adyacentes a la IT calculada

pueden ser adecuados para hacer evaluaciones sobre el índice de abundancia relativa de estas especies.

Asimismo, los resultados demuestran que no aplicar filtros temporales (umbral de 0 minutos) y utilizar todos los registros obtenidos generan resultados significativamente diferentes que sobreestiman la abundancia relativa de todos los grupos de especies. Esta sobreestimación fue particularmente más marcada en el IAR de especies muy frecuentes como el venado y el zorro, coincidiendo con los comportamientos predichos. Por el contrario, usar umbrales de tiempo muy grandes (1440 min/día completo) dio como resultado valores ligeramente menores a los obtenidos con una IT definida estadísticamente, lo que significa que es poco probable una subestimación en los valores de IAR de las especies poco frecuentes como se había predicho.

Pese a que las diferencias de IAR del umbral de 1440 y la IT definida estadísticamente no mostraron diferencias destacables (excepto en el zorro gris), la interpretación biológica sí puede ser distinta. Por ejemplo, el pecarí muestra una diferencia de hasta el 30% en sus valores de IAR, la cual, aunque es estadísticamente similar, puede resultar en conclusiones diferentes sobre su abundancia (Sollmann et al., 2013). Esto puede derivar en resultados distintos cuando se use el IAR como índice para modelar el uso de hábitat de la especie en cada cámara (Viscarra et al., 2022), efecto que puede ser explorado en futuras investigaciones. Adicionalmente, se debe tener en cuenta que la sensibilidad de la prueba de rangos Friedman es influenciada por la cantidad de bloques y grupos en los datos (Zimmerman & Zumbo, 1993), que en este estudio con cámaras trampa corresponde a los umbrales de tiempo aplicados y la cantidad de estaciones respectivamente; por lo que la significancia de las diferencias detectadas puede variar dependiendo de estas características. Por otra parte, una aproximación que puede complementar la medición de la sobrestimación/subestimación en los valores del IAR es aplicar un modelo estadístico que permita analizar el efecto del intervalo de tiempo sobre las estimaciones del índice.

5.3 Efectos en los patrones de actividad

El comportamiento de los picos de actividad no varió mucho entre los umbrales de tiempo, las diferencias principales se centraron en los patrones generados con tiempos extremos (0 y 1440 minutos); y solo algunos picos en los patrones de las especies siguieron el comportamiento predicho que decía que la altura de estos estaría definida por la cantidad de registros, en donde lapsos de tiempo menores a la IT tendrán picos más pronunciados y lapsos de tiempo mayores tendrán picos por debajo de las curvas generadas con el umbral mínimo de IT. Por ejemplo, en los patrones del mapache y el gato montés se evidenciaron lapsos con comportamientos esperados con picos de actividad mayores a la IT (> 30 minutos) que no sobrepasan a los de la IT calculada, mientras que en especies como venado y zorro se reportó lo contrario, patrones de actividad menores a la IT (< 30 minutos) con picos que no sobrepasan a los de la IT calculada. Este comportamiento distinto al predicho se puede explicar por el funcionamiento de las estimaciones de la densidad de Kernel y algunos parámetros como el ancho de banda que pueden modificar la forma de las curvas (Ridout & Linkie, 2009), y aunque se presenten picos de actividad con comportamientos diferentes, en los mismos patrones de esas especies (venado, zorro, pecarí y cacomixtle) se encuentran picos que siguen la ordenación predicha.

Visto de manera general, los picos de actividad de todas las especies presentaron un efecto de suavizado que alteraba la modalidad de los patrones con una intensidad que dependía de la definición del delta de tiempo, estas modificaciones en los patrones indican la relevancia que tienen la cantidad de registros sobre la forma de los patrones de actividad, y cómo la selección de un umbral de tiempo afecta los resultados (Peral et al., 2022). Las diferencias más grandes entre las densidades de los patrones actividad fueron entre los umbrales de 0 minutos con el resto de los umbrales de tiempo y los grupos de frecuencia de las especies no presentaron ningún patrón reconocible a la vista. Dado que en el tiempo 0 se encuentran un mayor agrupamiento de detecciones, los picos de actividad son más realizados teniendo menor superposición con las demás curvas de actividad. En comparación con los demás curvas de actividad no hubo mucha diferencia, los

patrones en todas las especies fueron muy similares incluso idénticos en los umbrales de tiempo de 15, 30 y 60 minutos en algunos casos; estas similitudes entre los umbrales y su cercanía con los rangos de IT definida sugiere que estos intervalos de tiempo pueden ser adecuados para hacer inferencias sobre la actividad diaria de las especies, de igual manera se debe tener en cuenta que diferentes condiciones como la estacionalidad, el tipo de vegetación, las interacciones interespecíficas por mencionar algunas, pueden alterar el comportamiento de las especies (Middleton et al., 2013) y por ende también sus patrones de actividad.

El venado cola blanca fue la única especie que mostró diferencias en la hora promedio de actividad en el remuestreo en sus patrones de 0 y 480 minutos, esta diferencia posiblemente se deba a su cantidad de registros siendo la especie con la mayor cantidad inicial. Puesto que en la prueba utilizada para medir las diferencias en los patrones de actividad (U^2 de Watson), la sensibilidad para detectar diferencias es influenciada por la cantidad de registros (H Zar, 2010). Se ha evaluado que para detectar la significancia en cambios débiles en patrones de actividad son necesarios más de 100 registros independientes para obtener resultados robustos (Niedballa et al., 2019). Siendo ésta una característica que solo pudo ser cumplida en 3 de las 7 especies y solo en algunos umbrales de tiempo. Esta necesidad de contar con una cantidad considerable de registros representa un desafío para el estudio y monitoreo de especies hurañas que por naturaleza tienen pocos registros o registros dispersos en el tiempo, como el cacomixtle y el zorrillo en este caso. Siendo importante desarrollar y adaptar diseños de muestreo que permitan obtener suficiente información para realizar análisis y evaluaciones confiables sobre las especies con comportamientos solitarios.

Contrario a nuestros resultados, Peral et al. (2020) logró encontrar diferencias entre patrones de actividades y horas promedio de actividad (U^2 de Watson) con diferentes intervalos IT. El estudio de Peral et al. (2020) no solo fue realizado en otro continente con una comunidad de mamíferos diferente, sino que también tiene un mayor esfuerzo de muestreo (225 cámaras trampa durante 35 meses). Esta diferencia sugiere que el efecto de la independencia temporal puede variar

dependiendo de los conjuntos de datos y/o las especies que se evalúen, indicando que el diseño de muestreo puede tener un efecto sobre la IT. De igual forma se debe tener en cuenta que la prueba U2 de Watson solo compara la superposición entre los patrones, faltando aún por examinar los efectos de forma y tamaño de la curva en los patrones.

5.4 Recomendaciones a futuros estudios y muestreos

La definición de los registros dependientes, detecciones que no dependen de los registros previos de la misma especie por una cierta cantidad de tiempo (Meek et al., 2014), no debe confundirse con una independencia de individuos, aquellos registros de una misma especie con organismos distintos. Dicha distinción se debe considerar al momento de seleccionar un intervalo de tiempo para definir la independencia en los registros de cámaras trampa dado que esta característica que como se mostró en este trabajo, es capaz de influir en los resultados de estudios de fototrampeo. El umbral de tiempo usado para agrupar registros puede generar distintos resultados en estimaciones de tasas de detección de especies y tamaño de grupo dependiendo del conjunto de datos que se tenga y la comunidad de especies evaluadas (Meek et al., 2014). Por lo tanto, la recomendación principal es realizar la determinación de un umbral de tiempo adecuado por medio de métodos formales que puedan ser replicados entre estudios, como los loreogramas y sus derivadas de la curva spline. Esto con el propósito de generar una base de estudio que ayude a la estandarización de herramientas usadas en el fototrampeo facilitando la replicación de estudios y permitiendo comparaciones más robustas.

Los resultados de este estudio se ajustaron parcialmente a las predicciones hechas, los umbrales de tiempo afectaron con distinta intensidad a las mediciones del IAR y los patrones de actividad diaria, dichos cambios entre resultados fueron más notables en los resultados del IAR en especies pertenecientes al grupo de más frecuencia que a las especies comunes y poco frecuentes. Estas diferencias entre los grupos de las especies hacen que la aplicación un único intervalo de tiempo para evaluar comunidades de especies se deba realizar de manera cuidadosa,

considerando la cantidad de registros de las especies evaluadas y haciendo una valoración previa que permita justificar su uso, como éste caso donde 30 minutos demostró ser un intervalo apto para definir independencia debido a su cercanía con los rangos de la IT calculada de las especies y las diferencias mínimas entre los resultados de umbrales adyacentes.

En los casos de especies con poca frecuencia de registros la definición de un intervalo de tiempo adecuado para delimitar su IT sigue siendo un reto. Particularmente, especies con registros muy esparcidos en el tiempo serán muy poco susceptibles a la definición de IT, sin embargo, definir intervalos muy amplios puede reducir el número de registros limitando el uso de ciertos análisis. Para estas cuestiones una alternativa es buscar aumentar las detecciones en estas especies, ya sea extendiendo los tiempos de estudio o seleccionando una escala espacial adecuada para capturar a las poblaciones de estas especies, además de considerar sus hábitos que afecten su movilidad como la competencia por recursos o su historia natural y con esto realizar diseños de muestreo específicos.

Otra recomendación que se hace es evitar el uso de registros con un umbral de 0 minutos ("imágenes en ráfaga" registros dentro del mismo minuto) ya que este umbral demostró generar resultados considerablemente diferentes en comparación con intervalos de tiempo más amplios. En el caso del IAR estas desigualdades destacaron más, lo cual es especialmente importante a causa de que este método es comúnmente utilizado en programas de manejo como medida poblacional para determinar abundancia de especies (Chávez Hernández et al., 2011; Morellet et al., 2010), de igual forma el valor de IAR a veces es utilizado para medir el impacto de las vías de comunicación y la caza deportiva en sitios de control y manejo ambiental con actividades como la caza deportiva en América (Ganpat et al., 2021). Esto supone un dilema respecto a la posibilidad de generar valores exagerados del IAR para especies de interés cinegético como el venado cola blanca, el borrego cimarrón, el pecarí de collar y también mamíferos pequeños (Guiascón & Lorenzo, 2016; Villarreal, 2013). Por otro lado, en los patrones de actividad, el venado fue la única especie que presentó diferencias en las horas promedio de actividad en su

remuestreo. En este caso la variación puede afectar una parte del entendimiento sobre la actividad de esta especie y sus interacciones; siendo esto importante debido a que dentro del país se considera al venado como una especie de aprovechamiento cinegético (Gallina-Tessaro et al., 2019).

Como se mencionó antes, en este estudio usar un umbral de 30 minutos demostró ser el intervalo de tiempo que mayor se acercaba a las IT calculadas para las especies de este trabajo (a excepción del zorrillo y cacomixtle debido a la insuficiencia de registros entre estaciones), por lo que se podría considerar que este intervalo de tiempo usado comúnmente en la literatura es un buen delimitante para definir la IT para esta comunidad; no obstante se debe tener en cuenta que el rango de IT se escogió en base al momento en que la deriva del spline cúbico llega a cero sin considerar los intervalos de confianza, de modo que el rango de IT pudo haber sido ajustado a tiempos menores debido al nivel de incertidumbre. Aunque los resultados obtenidos en los umbrales de 15 y 60 minutos mostraron pocas diferencias, y para las especies comunes y poco frecuentes algunos resultados entre estos umbrales fueron idénticos.

Otros estudios como Iannarilli et al. (2021) encontraron que para una comunidad de carnívoros medianos y grandes en Estados Unidos, usar un intervalos de entre 20 - 30 minutos puede ser suficiente para alcanzar una independencia entre los registros de las especies. Esto puede significar que rangos de tiempo entre 15 y 60 minutos generalmente son buenas aproximaciones a la IT de registros, por lo que la búsqueda de un umbral de tiempo adecuado para la IT en especies se puede centrar sobre estos intervalos y otros cercanos. Aún es necesario seguir evaluando cómo se relaciona la IT con las características físicas y ecológicas de las especies, y cómo el diseño de estudio y los criterios que se establecen para definir dicho intervalo afectan la oscilación de este valor.

VI. Conclusiones

En este estudio se observó que la independencia temporal afecta de manera variable a las métricas de los métodos evaluados y a especies con diferentes cantidades de registros y conducta. Los índices de abundancia relativa son más sensibles a los cambios de la variación en los intervalos de tiempo que los patrones de actividad, especialmente en especies con muchos registros. Los umbrales de tiempos cortos generaron resultados con diferencias muy notables a los umbrales más cercanos a la IT; mientras que los umbrales de tiempos largos generaron diferencias menos divergentes en comparación. Las especies consideradas "muy abundantes" (con muchos registros) y el gato montés fueron más propensas a tener resultados sobrevalorados con intervalos de tiempo por debajo del umbral mínimo de independencia temporal.

Se encontró que 30 minutos es un intervalo de tiempo muy cercano a la IT calculada en este estudio lo que implica que estudios similares que utilicen este intervalo tiempo o cercanos podrían tener resultados no tan diferentes a los que se obtendrían con la independencia temporal mínima, no obstante es necesario seguir evaluando cómo el valor de la IT puede variar dependiendo de otras características a parte de la abundancia de registros en las especies, como por ejemplo el tamaño/biomasa, el gremio trófico, el comportamiento grupal en las especies, sus historias de vidas, por mencionar algunos. Por lo que el análisis de la independencia temporal de registros en estudios de fototrampeo puede ser explorado aún más. Todo esto con el propósito de obtener mejores resultados en investigación realizadas con fototrampeo y por ende tener una mejor gestión de la vida silvestre.

VII. Referencias

- Ahumada, J. A., Silva, C. E. F., Gajapersad, K., Hallam, C., Hurtado, J., Martin, E., McWilliam, A., Mugerwa, B., O'Brien, T., Rovero, F., Sheil, D., Spironello, W. R., Winarni, N., & Andelman, S. J. (2011). Community structure and diversity of tropical forest mammals: Data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1578), 2703–2711. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0115>
- Barrera-Salazar, A., Mandujano, S., Villarreal Espino-Barros, O. A., & Jiménez-García, D. (2015). Classification of Vegetation Types in the Habitat of White-Tailed Deer in a Location of the Tehuacán-Cuicatlán Biosphere Reserve, Mexico. *Tropical Conservation Science*, 8(2), 547–563. <https://doi.org/10.1177/194008291500800217>
- Biondo, C., Izar, P., Miyaki, C. Y., & Bussab, V. S. (2014). Social structure of collared peccaries (Pecari tajacu): Does relatedness matter? *Behavioural Processes*, 109, 70–78.
- Bridges, A. S., & Noss, A. J. (2011). Behavior and activity patterns. In *Camera traps in animal ecology* (A.F. O'Connell et al. (eds.), pp. 57–69). Springer.
- Burton, A. C., Neilson, E., Moreira, D., Ladle, A., Steenweg, R., Fisher, J. T., Bayne, E., & Boutin, S. (2015). REVIEW: Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology*, 52(3), 675–685. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12432>
- Carbone, C., Christie, S., Conforti, K., Coulson, T., Franklin, N., Ginsberg, J. R., Griffiths, M., Holden, J., Kawanishi, K., & Kinnaird, M. (2001). The use of

- photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation Forum*, 4(1), 75–79.
- Carroll, S. S., & Pearson, D. L. (2000). Detecting and modeling spatial and temporal dependence in conservation biology. *Conservation Biology*, 14(6), 1893–1897.
- Chávez Hernández, C., Moguel Acuña, J. A., González Galván, M., & Guiris Andrade, D. M. (2011). Abundancia relativa de tres ungulados en la Reserva de la Biosfera "La Sepultura" Chiapas, México. *Therya*, 2(2), 111–124.
- de La Rosa, C. L., & Nocke, C. C. (2000). *A Guide to the Carnivores of Central America: Natural history, ecology, and conservation*. University of Texas Press.
- Delisle, Z. J., Flaherty, E. A., Nobbe, M. R., Wzientek, C. M., & Swihart, R. K. (2021). Next-generation camera trapping: Systematic review of historic trends suggests keys to expanded research applications in ecology and conservation. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 617996.
- Djekda, D., Bobo, K. S., Hamadjida, B. R., Vasco, K. B., & Azobou, A. N. (2020). Camera trap is low-cost for mammal surveys in long-term: Comparison with diurnal and nocturnal surveys. *Journal of Animal & Plant Sciences*, 46(1), 8149–8163.
- Frey, S., Fisher, J. T., Burton, A. C., & Volpe, J. P. (2017). Investigating animal activity patterns and temporal niche partitioning using camera-trap data: Challenges and opportunities. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 3(3), 123–132. <https://doi.org/10.1002/rse2.60>

- Gallina-Tessaró, S., López-Tello, E., & Mandujano, S. (2019). Recent Studies of White-Tailed Deer in the Neotropics. In S. Gallina-Tessaró (Ed.), *Ecology and Conservation of Tropical Ungulates in Latin America* (pp. 371–393). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-28868-6_15
- Ganpat, S. C., Giordano, A. J., & Rostant, L. V. (2021). RELATIVE ABUNDANCE OF A GEOGRAPHICALLY ISOLATED POPULATION OF RED-RUMPED AGOUTI (*Dasyprocta leporina*): A FIRST ASSESSMENT FOR TRINIDAD. *Mastozoología Neotropical*, 28(2).
- Gramacki, A. (2018). *Nonparametric kernel density estimation and its computational aspects* (Vol. 37). Springer.
- Guiascón, O. G. R., & Lorenzo, C. (2016). Valor cinegético y cultural del venado cola blanca en México. *Etnobiología*, 14(3), 60–70.
- H Zar, J. (2010). *Biostatistical analysis*.
- Heagerty, P. J., & Zeger, S. L. (1998). Lorelogram: A Regression Approach to Exploring Dependence in Longitudinal Categorical Responses. *Journal of the American Statistical Association*, 93(441), 150–162. <https://doi.org/10.2307/2669612>
- Hoffmann, A., Decher, J., Rovero, F., Schaer, J., Voigt, C., & Wibbelt, G. (2010). Field methods and techniques for monitoring mammals. *Manual on Field Recording Techniques and Protocols for All Taxa Biodiversity Inventories*, 8(part 2), 482–529.
- Iannarilli, F., Arnold, T. W., Erb, J., & Fieberg, J. R. (2019). Using lorelograms to measure and model correlation in binary data: Applications to ecological studies. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(12), 2153–2162.

- Iannarilli, F., Erb, J., Arnold, T. W., & Fieberg, J. R. (2021). Evaluating species-specific responses to camera-trap survey designs. *Wildlife Biology*, 2021(1), 1–12.
- Iannarilli, F., & Fieberg, J. (2019). *lorelogram: Correlation in binary data*.
- Karanth, K. U., Chundawat, R. S., Nichols, J. D., & Kumar, N. S. (2004). Estimation of tiger densities in the tropical dry forests of Panna, Central India, using photographic capture–recapture sampling. *Animal Conservation Forum*, 7(3), 285–290. <https://doi.org/10.1017/S1367943004001477>
- Kays, R. W., & Parsons, A. W. (2014). Mammals in and around suburban yards, and the attraction of chicken coops. *Urban Ecosystems*, 17(3), 691–705. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0347-2>
- Kays, R. W., & Slauson, K. M. (2008). Remote cameras. In *Noninvasive Survey Methods for Carnivores* (Long, R. A., MacKay, P., Ray, J., Zielinski, W. (Eds.), pp. 110–140). Island Press.
- Keuroghlian, A., Eaton, D. P., & Longland, W. S. (2004). Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation*, 120(3), 411–425.
- Lingle, S. (2001). Anti-predator strategies and grouping patterns in white-tailed deer and mule deer. *Ethology*, 107(4), 295–314.
- Linkie, M., & Ridout, M. S. (2011). Assessing tiger–prey interactions in Sumatran rainforests. *Journal of Zoology*, 284(3), 224–229.
- Lizcano, D. J., & Cavelier, J. (2000). Daily and seasonal activity of the mountain tapir (*Tapirus pinchaque*) in the Central Andes of Colombia. *Journal of Zoology*, 252(4), 429–435.

- López-Tello, E., & Mandujano, S. (2017). Paquete camtrapR para gestionar datos de foto-trampeo: Aplicación en la Reserva de la Bioósfera de Tehuacán-Cuicatlán. *Revista Mexicana de Mastozoología (Nueva Época)*, 7(2), Article 2. <https://doi.org/10.22201/ie.20074484e.2017.1.2.245>
- Lund, U., Agostinelli, C., & Agostinelli, M. C. (2017). Package ‘circular.’ *Repository CRAN*, 775.
- Maffei, L., Cuellar, E., & Noss, A. (2002). Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitanía. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*, 11, 55–65.
- Mandujano, S., López-Téllez, M., Barrera-Salazar, A., Romero-Castañón, S., Ramírez-Vera, B., López-Tello, E., Yañez-Arenas, C., & Castillo-Correo, J. (2016). UMA extensiva de venado cola blanca en San Gabriel Casa Blanca, en la región de la Cañada. *Venado Cola Blanca En Oaxaca. Potencial, Conservación, Manejo y Monitoreo*, 288.
- Meek, P., Ballard, G., Claridge, A., Kays, R., Moseby, K., O'brien, T., O'connell, A., Sanderson, J., Swann, D., & Tobler, M. (2014). Recommended guiding principles for reporting on camera trapping research. *Biodiversity and Conservation*, 23(9), 2321–2343. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0712-8>
- Meredith, M., & Ridout, M. (2014). *Overview of the overlap package, Version 0.3. 2.*
- Middleton, A. D., Kauffman, M. J., McWhirter, D. E., Jimenez, M. D., Cook, R. C., Cook, J. G., Albeke, S. E., Sawyer, H., & White, P. J. (2013). Linking anti-predator behaviour to prey demography reveals limited risk effects of an actively hunting large carnivore. *Ecology Letters*, 16(8), 1023–1030.

- Mittermeier, R. A., & Wilson, D. E. (2009). *Handbook of the mammals of the world: Vol. 1: Carnivores*.
- Morellet, N., Klein, F., Solberg, E., & Andersen, R. (2010). The census and management of populations of ungulates in Europe. *Ungulate Management in Europe: Problems and Practices*, 106–143.
- Niedballa, J., Sollmann, R., Courtiol, A., & Wilting, A. (2016). camtrapR: An R package for efficient camera trap data management. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1457–1462. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12600>
- Niedballa, J., Wilting, A., Sollmann, R., Hofer, H., & Courtiol, A. (2019). Assessing analytical methods for detecting spatiotemporal interactions between species from camera trapping data. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 5(3), 272–285.
- O'Brien, T. G., Kinnaird, M. F., & Wibisono, H. T. (2003). Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation Forum*, 6(2), 131–139. <https://doi.org/10.1017/S1367943003003172>
- O'Connell, A. F., Nichols, J. D., & Karanth, K. U. (2010). *Camera traps in animal ecology: Methods and analyses*. Springer Science & Business Media.
- Owen-Smith, N., Fryxell, J. M., & Merrill, E. H. (2010). Foraging theory upscaled: The behavioural ecology of herbivore movement. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1550), 2267–2278.
- Peral, C., Landman, M., & Kerley, G. I. H. (2022). The inappropriate use of time-to-independence biases estimates of activity patterns of free-ranging mammals

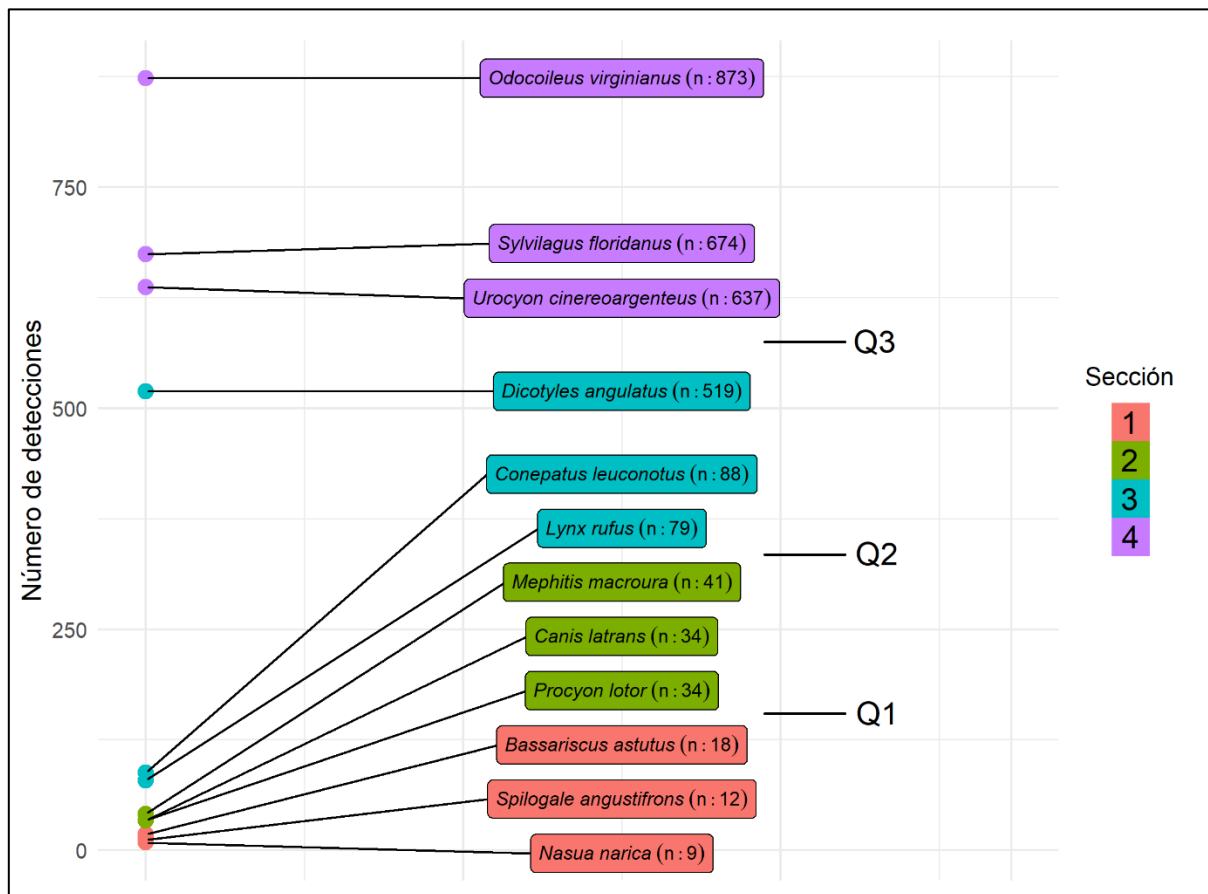
- derived from camera traps. *Ecology and Evolution*, 12(10), e9408.
<https://doi.org/10.1002/ece3.9408>
- R Core Team. (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [Http://Www. R-Project. Org/](http://www.R-Project.Org/).
- Ridout, M. S., & Linkie, M. (2009). Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 14(3), 322–337.
- Rovero, F., & Marshall, A. R. (2009). Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology*, 46(5), 1011–1017.
- Rovero, F., Martin, E., Rosa, M., Ahumada, J. A., & Spitale, D. (2014). Estimating Species Richness and Modelling Habitat Preferences of Tropical Forest Mammals from Camera Trap Data. *PLOS ONE*, 9(7), e103300.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0103300>
- Rovero, F., & Zimmermann, F. (2016). *Camera trapping for wildlife research*. Pelagic Publishing Ltd.
- Rovero, F., Zimmermann, F., Berzi, D., & Meek, P. (2013). “ Which camera trap type and how many do I need?” A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix*, 24(2).
<https://doi.org/10.4404/hystrix-24.2-8789>
- Royle, J. A., Chandler, R. B., Sollmann, R., & Gardner, B. (Eds.). (2014). Spatial mark-resight models. In *Spatial Capture-recapture* (pp. 497-526.). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-405939-9.00021-9>

- Schmid, F., & Schmidt, A. (2006). Nonparametric estimation of the coefficient of overlapping—Theory and empirical application. *Computational Statistics & Data Analysis*, 50(6), 1583–1596.
- Scotson, L., Johnston, L. R., Iannarilli, F., Wearn, O. R., Mohd-Azlan, J., Wong, W. M., Gray, T. N., Dinata, Y., Suzuki, A., & Willard, C. E. (2017). Best practices and software for the management and sharing of camera trap data for small and large scales studies. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 3(3), 158–172. <https://doi.org/10.1002/rse2.54>
- SEMARNAT, S. (Ed.). (2008). *Sistema de Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (SUMA)*. Subsecretaría de Gestión y Protección Ambiental de la Dirección General de Vida Silvestre. (<http://www.semarnat.gob.mx/gestionambiental/vidasilvestre/>)
- Sollmann, R. (2018). A gentle introduction to camera-trap data analysis. *African Journal of Ecology*, 56(4), 740–749. <https://doi.org/10.1111/aje.12557>
- Sollmann, R., Mohamed, A., Samejima, H., & Wilting, A. (2013). Risky business or simple solution – Relative abundance indices from camera-trapping. *Biological Conservation*, 159, 405–412. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.025>
- Valiente-Banuet, A., Casas, A., Alcántara, A., Dávila, P., Flores-Hernández, N., del Coro Arizmendi, M., Villaseñor, J. L., & Ramírez, J. O. (2000). La vegetación del valle de Tehuacán-Cuicatlán. *Botanical Sciences*, 67, 25–74.
- Villarreal, J. (2013). Ganadería diversificada: Importancia ecológica, Cinegética y económica de los venados cola blanca mexicanos. SAGARPA. Ciudad de México.

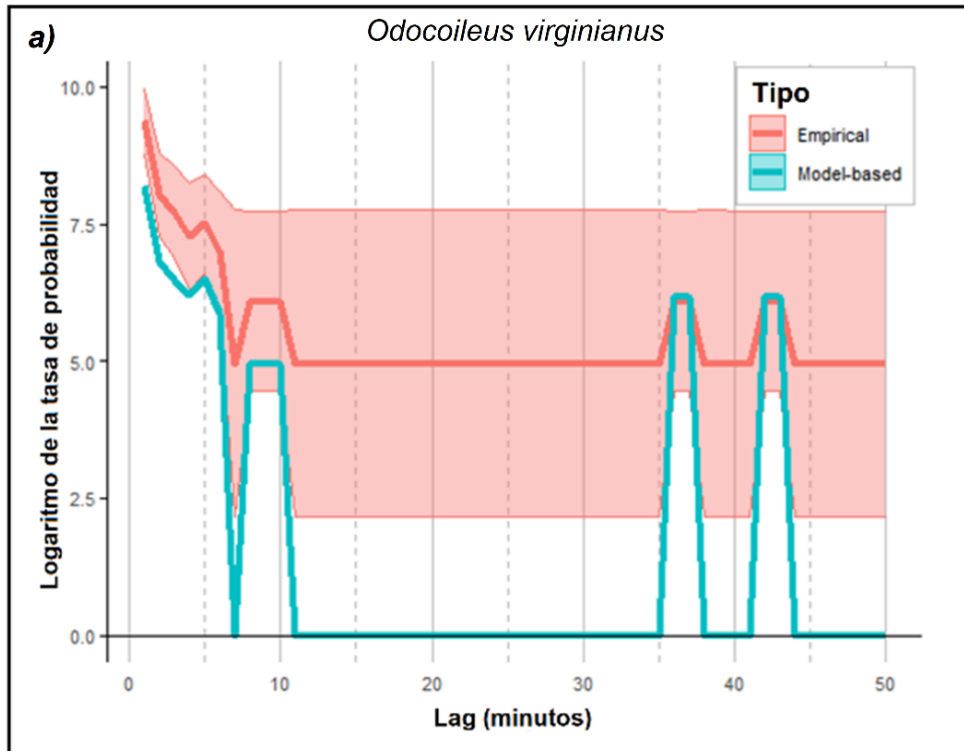
- Viscarra, M. E., Ayala, G. M., Ticona, H., & Wallace, R. B. (2022). Relative abundance and activity patterns of mesomammals in central Andes. *Therya*, 13(3), 265–275.
- Wearn, O. R., & Glover-Kapfer, P. (2017). Camera-trapping for conservation: A guide to best-practices. *WWF Conservation Technology Series*, 1(1), 181.
- Yasuda, M. (2004). Monitoring diversity and abundance of mammals with camera traps: A case study on Mount Tsukuba, central Japan. *Mammal Study*, 29(1), 37–46. <https://doi.org/10.3106/mammalstudy.29.37>
- Zaman, M., Roberts, N. J., Zhu, M., Vitekere, K., Wang, M., & Jiang, G. (2022). Temporal activity patterns of North China leopards and their prey in response to moonlight and habitat factors. *Ecology and Evolution*, 12(6), e9032. <https://doi.org/10.1002/ece3.9032>
- Zimmerman, D. W., & Zumbo, B. D. (1993). Relative power of the Wilcoxon test, the Friedman test, and repeated-measures ANOVA on ranks. *The Journal of Experimental Education*, 62(1), 75–86.

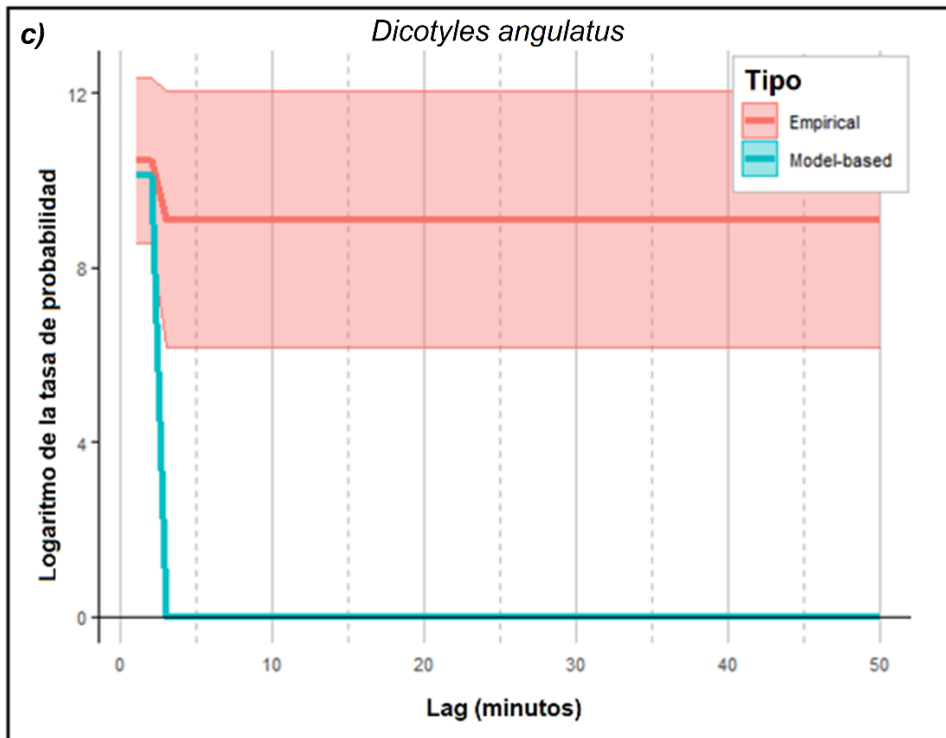
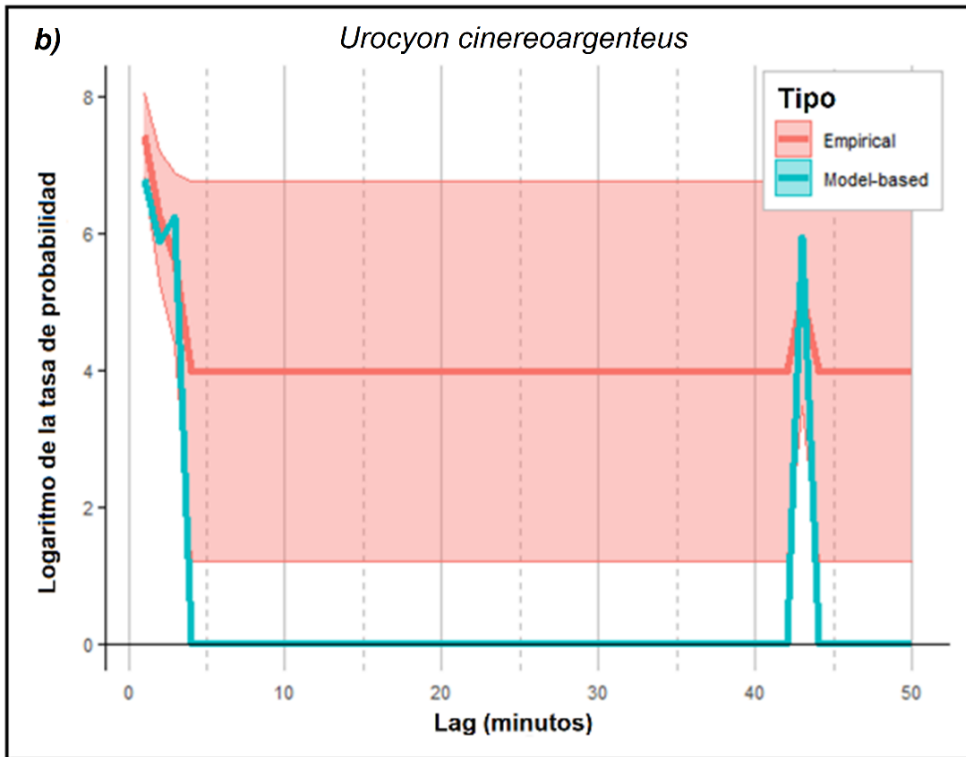
Anexos

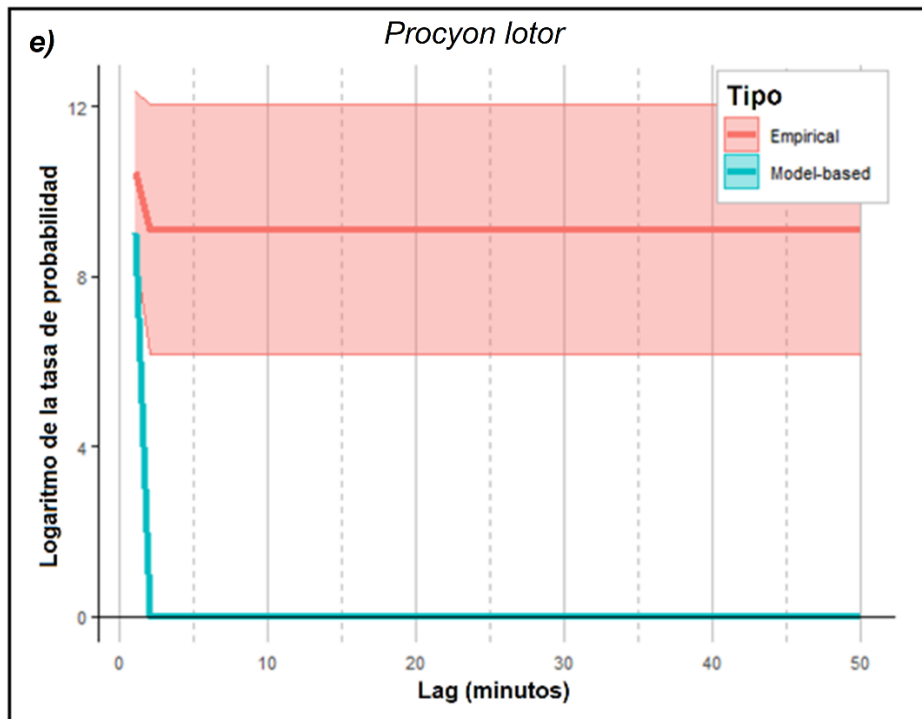
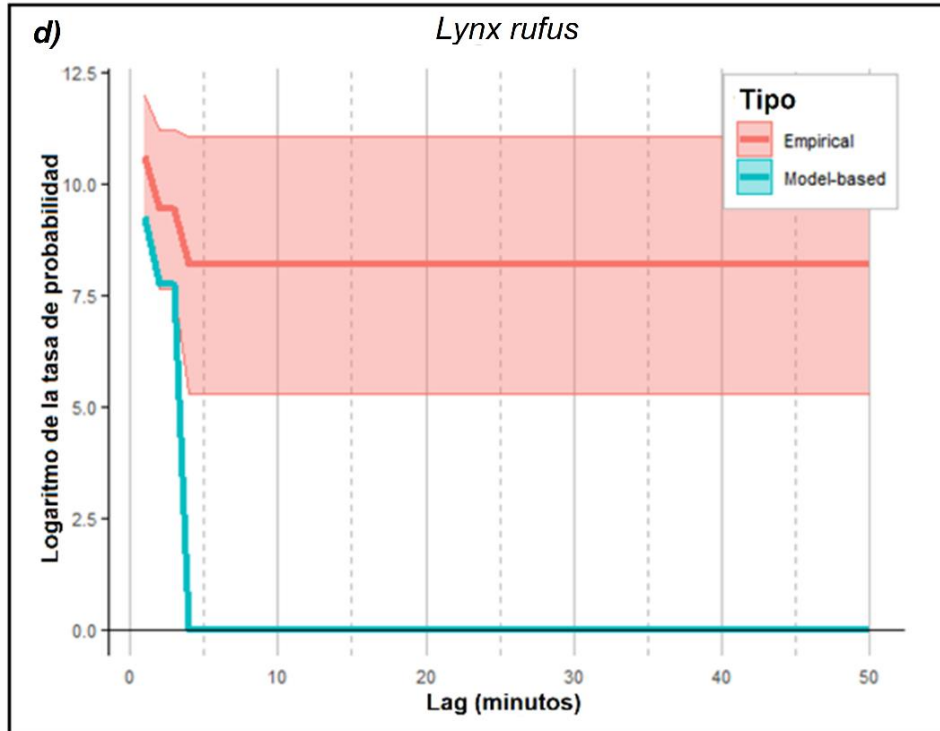
Anexo 1. Gráfico de categoría de cuartil de las especies muestreadas en San Gabriel Casa Blanca. Se muestra la cantidad de registros totales obtenidos para cada especie y el cuartil al que pertenecen según su abundancia.



Anexo 2. Loreogramas del venado cola blanca (a, *Odocoileus virginianus*), el zorro gris (b, *Urocyon cinereoargenteus*), el pecarí de collar (c, *Dicotyles angulatus*), el gato montés (d, *Lynx rufus*) y el mapache (e, *Procyon lotor*), con aproximación estándar (Rojo) y basada en modelo (Azul).







Anexo 3. Valores del Índice de Abundancia Relativa (IAR) definidos a partir de umbrales de tiempo (D0 = 0 minutos, D15 = 15 minutos, D30 = 30 minutos, D60 = 60 minutos, D480 = 480 minutos, D1440 = 1440 minutos), para especies con diferentes frecuencias (D = Muy frecuente, C = Común, R = Poco frecuente).

Especie	Frecuencia	IAR					
		D0	D15	D30	D60	D480	D1440
<i>Odocoileus virginianus</i>	D	28.26	5.38	5.34	5.18	4.73	4.01
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	D	20.58	7.13	7.10	6.97	6.33	5.49
<i>Dicotyles angulatus</i>	D	16.88	2.11	2.05	1.92	1.88	1.62
<i>Lynx rufus</i>	C	2.55	0.84	0.84	0.84	0.81	0.78
<i>Mephitis macroura</i>	C	1.33	0.58	0.58	0.58	0.55	0.45
<i>Procyon lotor</i>	R	1.10	0.42	0.42	0.42	0.39	0.36
<i>Bassariscus astutus</i>	R	0.58	0.29	0.29	0.29	0.26	0.26

Anexo 4. Valores de p de comparaciones por pares utilizando la prueba de rango con signo de Wilcoxon con corrección de continuidad (método de ajuste del valor p : Bonferroni) para cada especie en sus valores de IAR obtenido para cada umbral de tiempo. Remarcados en negritas se encuentran los valores significativos y los nombres de las especies.

<i>Odocoileus virginianus</i>					
Umbral de tiempo (minutos)	0	15	30	60	480
15	0.00064				
30	0.00064	1			
60	0.00064	1	1		
480	0.00064	0.86861	0.86861	1	
1440	0.00064	0.33381	0.33381	0.33381	0.33022

<i>Urocyon cinereoargenteus</i>					
Umbral de tiempo (minutos)	0	15	30	60	480
15	0.00013				
30	0.00013	1			
60	0.00013	1	1		
480	0.00013	0.21399	0.21399	0.33741	
1440	0.00013	0.03731	0.03775	0.0376	0.13545

<i>Dicotyles angulatus</i>					
Umbral de tiempo (minutos)	0	15	30	60	480
15	0.025				
30	0.025	1			
60	0.025	1	1		
480	0.025	1	1	1	
1440	0.025	1	1	1	1

<i>Lynx rufus</i>					
Umbral de tiempo (minutos)	0	15	30	60	480
15	0.03				
30	0.03	—			
60	0.03	—	—		
480	0.03	1	1	1	

1440	0.03	1	1	1	1
------	------	---	---	---	---

Mephitis macroura

Umbral de tiempo (minutos)	0	15	30	60	480
15	1				
30	1	—			
60	1	—	—		
480	1	1	1	1	
1440	1	1	1	1	1

Procyon lotor

Umbral de tiempo (minutos)	0	15	30	60	480
15	0.71				
30	0.71	—			
60	0.71	—	—		
480	0.71	1	1	1	1
1440	0.71	1	1	1	1

Bassariscus astutus

Umbral de tiempo (minutos)	0	15	30	60	480
15	1				
30	1	—			
60	1	—	—		
480	1	1	1	1	
1440	1	1	1	1	1

Anexo 5. Valores de los coeficientes de superposición (Δ) en comparaciones hechas entre los umbrales de tiempo por especies. Remarcados en negritas se encuentran los coeficientes con mayor diferencia para cada especie.

Comparación de umbrales	<i>Odocoileus virginianus</i>	<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	<i>Dicotyles angulatus</i>	<i>Lynx rufus</i>	<i>Mephitis macroura</i>	<i>Procyon lotor</i>	<i>Bassariscus astutus</i>
0 min x 15 min	0.878	0.946	0.859	0.867	0.951	0.893	0.894
0 min x 30 min	0.880	0.948	0.865	0.867	0.951	0.893	0.894
0 min x 60 min	0.884	0.945	0.859	0.867	0.951	0.893	0.894
0 min x 480 min	0.860	0.933	0.858	0.846	0.921	0.87	0.921
0 min x 1440 min	0.865	0.949	0.865	0.849	0.905	0.864	0.921
15 min x 30 min	0.995	0.997	0.979	1	1	1	1
15 min x 60 min	0.985	0.995	0.974	1	1	1	1
15 min x 480 min	0.961	0.975	0.968	0.971	0.968	0.944	0.913
15 min x 1440 min	0.956	0.977	0.944	0.957	0.928	0.94	0.913
30 min x 60 min	0.988	0.994	0.978	1	1	1	1
30 min x 480 min	0.960	0.973	0.969	0.971	0.968	0.944	0.913
30 min x 1440 min	0.955	0.976	0.958	0.957	0.928	0.94	0.913
60 min x 480 min	0.959	0.974	0.983	0.971	0.968	0.944	0.913
60 min x 1440 min	0.956	0.98	0.949	0.957	0.928	0.94	0.913
480 min x 1440 min	0.979	0.967	0.951	0.971	0.91	0.95	1