Universidad Nacional Mayor de San Marcos
Universidad del Perú. Decana de América
Facultad de Ciencias Biológicas
Escuela Profesional de Ciencias Biológicas

Estimación de la densidad poblacional y caracterización del hábitat del mono nocturno peruano *(Aotus miconax)* en Yambrasbamba, Amazonas

TESIS

Para optar el Título Profesional de Biólogo con mención en zoología

AUTOR

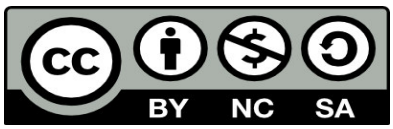
Néstor Francisco ALLGAS MARCHENA

ASESOR

Mg. Edith ARIAS ARONE

Lima, Perú

2023



Reconocimiento - No Comercial - Compartir Igual - Sin restricciones adicionales

https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/

Usted puede distribuir, remezclar, retocar, y crear a partir del documento original de modo no comercial, siempre y cuando se dé crédito al autor del documento y se licencien las nuevas creaciones bajo las mismas condiciones. No se permite aplicar términos legales o medidas tecnológicas que restrinjan legalmente a otros a hacer cualquier cosa que permita esta licencia.

Referencia bibliográfica

Allgas, N. (2023). *Estimación de la densidad poblacional y caracterización del hábitat del mono nocturno peruano (Aotus miconax) en Yambrasbamba, Amazonas*. [Tesis de pregrado, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Ciencias Biológicas, Escuela Profesional de Ciencias Biológicas]. Repositorio institucional Cybertesis UNMSM.

Metadatos complementarios

Datos de autor	
Nombres y apellidos	Néstor Francisco Allgas Marchena
Tipo de documento de identidad	DNI
Número de documento de identidad	40325593
URL de ORCID	https://orcid.org/0000-0002-3412-9545
Datos de asesor	
Nombres y apellidos	Edith Arias Arone
Tipo de documento de identidad	DNI
Número de documento de identidad	40947585
URL de ORCID	https://orcid.org/0000-0002-2011-6284
Datos del jurado	
Presidente del jurado	
Nombres y apellidos	Miguel Machahua Gonzalez
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	42826893
Miembro del jurado 1	
Nombres y apellidos	Carlos Alejandro Mendoza Valderrama
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	09886449
Miembro del jurado 2	
Nombres y apellidos	Rolando Marino Aquino Yarihuamán
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	05243876

Datos de investigación	
Línea de investigación	A.1.1.2. Biodiversidad y Ecología de Ecosistemas terrestres
Grupo de investigación	Asociación Neotropical Primate Conservation Perú – NPC Perú
Agencia de financiamiento	Sin financiamiento
Ubicación geográfica de la investigación	País: Perú Departamento: Amazonas Provincia: Bongará Distrito: Yambrasbamba Centro poblado: Santa Rosa Latitud: -5.654751 Longitud: -77.914220
Año o rango de años en que se realizó la investigación	Setiembre 2019 - junio 2020 2019 – 2020
URL de disciplinas OCDE	Zoología, Ornitología, Entomología, Ciencias biológicas del comportamiento http://purl.org/pe-repo/ocde/ford#1.06.11 Ecología http://purl.org/pe-repo/ocde/ford#1.06.13

Universidad Nacional Mayor de San Marcos
(Universidad del Perú, Decana de América)

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

ACTA DE SESIÓN PARA OPTAR AL TÍTULO PROFESIONAL DE BIÓLOGO CON MENCIÓN EN ZOOLOGÍA (MODALIDAD: SUSTENTACIÓN PRESENCIAL DE TESIS)

Siendo las 10:20 horas del 21 de noviembre de 2023, en el Salón de Grados de la Facultad de Ciencias Biológicas y en presencia del Jurado formado por los profesores que suscriben, se inició la sesión para optar al **Título Profesional de Biólogo con mención en Zoología** de **NÉSTOR FRANCISCO ALLGAS MARCHENA.**

Luego de dar lectura y conformidad al expediente N° **UNMSM-20230073722**, el titulando expuso su tesis: **ESTIMACIÓN DE LA DENSIDAD POBLACIONAL Y CARACTERIZACIÓN DEL HÁBITAT DEL MONO NOCTURNO PERUANO (*Aotus miconax*) EN YAMBRASBAMBA, AMAZONAS,** y el Jurado efectuó las preguntas del caso calificando la exposición con la nota 18..., calificativo: Aprobado con mención honrosa

Finalmente, el expediente será enviado a la Escuela Profesional de Ciencias Biológicas y al Consejo de Facultad para que se apruebe otorgar el **Título Profesional de Biólogo con mención en Zoología** a **NÉSTOR FRANCISCO ALLGAS MARCHENA** y se eleve lo actuado al Rectorado para conferir el respectivo título, conforme a ley.

Siendo las 12:15 horas se levantó la sesión.

Ciudad Universitaria, 21 de noviembre de 2023.

Dr. MIGUEL MACHAGUA GONZALEZ
(PRESIDENTE)

Mg. EDITH ARIAS ARONE
(ASESORA)

Blgo. CARLOS ALEJANDRO MENDOZA VALDERRAMA
(MIEMBRO)

Blgo. ROLANDO MARINO AQUINO YARIHUAMAN
(MIEMBRO)

CERTIFICADO DE SIMILITUD

Yo Edith Arias Arone en mi condición de asesor de la Escuela Profesional de Ciencias Biológicas, de la Facultad de Ciencias Biológicas; cuyo título es "Estimación de la densidad poblacional y caracterización del hábitat del mono nocturno peruano (*Aotus miconax*) en Yambrasbamba, Amazonas" presentado por el bachiller Néstor Francisco Allgas Marchena para optar al Título Profesional de Biólogo (a) con mención en: Zoología.

CERTIFICO: que se ha cumplido con lo establecido en la Directiva de Originalidad y de Similitud de Trabajos Académicos, de Investigación y Producción Intelectual. Según la revisión, análisis y evaluación mediante el software de similitud textual, el documento evaluado cuenta con el porcentaje de 6% de similitud, nivel **PERMITIDO** para continuar con los trámites correspondientes y para su publicación en el repositorio institucional**.**

Se emite el presente certificado en cumplimiento de lo establecido en las normas vigentes, como uno de los requisitos para la obtención del grado/ título/ especialidad correspondiente.

Firma del Asesor



Nombres y apellidos: Edith Arias Arone DNI: 40947585

HOJA DE METADATOS COMPLEMENTARIOS

- Código ORCID del autor: 0000-0002-3412-9545

- Código ORCID de la asesora: 0000-0002-2011-6284

- DNI del autor: 40325593

- Grupo de investigación: Asociación Neotropical Primate Conservation Perú

- Institución que financia parcial o totalmente la investigación: Asociación Neotropical Primate Conservation Perú

- Ubicación Geográfica donde se desarrolló la investigación: El estudio se llevó a cabo en el sector denominado “El Toro”, ubicado en el distrito de Yambrasbamba, Provincia de Bongará, Departamento de Amazonas, Perú.

  El Toro (05° 39’ 22” S, 077° 54’ 50”, 1906 msnm)

- Año o rango de años que la investigación abarcó: El estudio se llevó a cabo entre setiembre de 2019 y junio de 2020.

Dedicatoria

A Santos Marchena Flores, mi madre,

a Lorena Fernández Hidalgo

y a Sam Shanee;

cada uno ha sido y son una gran parte de mi vida,

todos igual de importantes.

AGRADECIMIENTOS

A la Asociación Neotropical Primate Conservation Perú (NPC Perú), por financiar este proyecto, por haberme permitido ser parte de ella y haberme permitido crecer juntos y por continuar con esa ardua labor de conservar la biodiversidad en el Perú.

A Sam Shanee y Lorena Fernández Hidalgo, por la revisión, sugerencias y consejos para la elaboración de esta tesis y por siempre animarme a continuar y no permitir rendirme.

A Noga Shanee, por haberme brindado su amistad, por haber creído en mí y sobre todo por haberme enseñado tanto y haberme mostrado que a veces, las cosas no son tan difíciles como parecen.

A Wilder Chuquitucto, por haber sido un buen amigo y guía en campo, pero sobre todo por mantener el ánimo a pesar del frío, la lluvia y las altas horas de la noche en el bosque.

A Robin Fernández Hilario, por su ayuda en la identificación de las muestras botánicas, justo en medio de la pandemia.

A mi asesora, Edith Arias Arone, por sus consejos y el acompañamiento durante el proceso de redacción de esta tesis.

A todos aquellos amigos, colaboradores, estudiantes y voluntarios con quienes compartí varios años de aprendizaje y enseñanza en La Esperanza.

A Bonnie y Leo, ustedes siempre me animan.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN 1

2. MARCO TEÓRICO 3

2.1. Diversidad de primates del Perú 3

2.2. *Aotus* spp. 4

2.3. *Aotus miconax*: Thomas, 1927 10

2.4. Densidad y abundancia 14

2.5. Distance sampling 15

2.6. Hábitat 20

2.7. Riqueza e índices de diversidad 20

2.8. Índices de valor de importancia 21

3. HIPÓTESIS 22

4. OBJETIVOS 22

4.1. Objetivo general 22

4.2. Objetivos específicos 22

5. MATERIALES Y MÉTODOS 23

5.1. Área de estudio 23

5.2. Métodos 25

5.2.1. Método de muestreo de punto fijo 25

5.2.2. Método de cuadrantes por punto de muestreo 29

5.2.3. Colecta e identificación de muestras botánicas 30

5.3. Análisis de los datos 31

5.3.1. Esfuerzo de muestreo y abundancia relativa 31

5.3.2. Estimado de la densidad poblacional de *A. miconax* 31

5.3.3. Caracterización de hábitat 32

5.3.3.1. Variables de hábitat 32

5.3.3.2. Riqueza de especies e índices de diversidad 33

5.3.3.3. Índices de valor de importancia....34
5.3.4. Relación entre la abundancia de *A. miconax* y las variables de hábitat 35
5.3.4.1. Pruebas de normalidad....35
5.3.4.2. Pruebas de correlación....35
6. RESULTADOS....36
6.1. Esfuerzo de muestreo....36
6.2. Abundancia relativa de *A. miconax*....36
6.3. Densidad de *A. miconax* con Distance....38
6.4. Características del hábitat....39
6.4.1. Riqueza de especies....43
6.4.2. Índices de diversidad....46
6.4.3. Índice de valor de importancia (IVI)....46
6.5. Pruebas de correlación....47
6.5.1. Estadística descriptiva y pruebas de normalidad....47
6.5.2. Relación entre la abundancia relativa de *A. miconax* y las variables estructurales del hábitat....48
7. DISCUSIÓN....48
7.1. Densidad poblacional de *A. miconax*....48
7.2. Caracterización de hábitat....52
7.3. Relación entre la abundancia relativa de *A. miconax* y las características del hábitat....55
8. CONCLUSIONES....56
9. RECOMENDACIONES....57
10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS....58
11. ANEXOS....81

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Distribución de los monos nocturnos.. 7

Figura 2. Mono nocturno peruano (*Aotus miconax*).. 11

Figura 3. Área de distribución del mono nocturno peruano (*A. miconax*).. 12

Figura 4. Estimación de objetos de estudio detectados y contados en transectos lineales (izquierda) y puntos de muestreo (derecha).. 18

Figura 5. Mapa de ubicación del área de estudio, Distrito de Yambrasbamba, Provincia de Bongará, Región Amazonas, Perú.. 24

Figura 6. Vista aérea tomada con un dron del área de estudio.. 25

Figura 7. Puntos de muestreo para el estudio de densidad y caracterización de hábitat de *A. miconax* en la localidad de El Toro.. 28

Figura 8. Método adaptado de cuadrantes por punto de muestreo y variables estructurales de hábitat.. 30

Figura 9. Variación de los promedios y desviación estándar de los diámetros del tronco a la altura del pecho (DAP) de las especies arbóreas registradas en El Toro (N = 264).. 40

Figura 10. Variación de los promedios y desviación estándar de la altura de las especies arbóreas registradas en El Toro (N = 264).. 41

Figura 11. Variación de los promedios y desviación estándar de la amplitud de la copa de las especies arbóreas registradas en El Toro (N = 264).. 42

Figura 12. Número de individuos por especie arbórea registrados en El Toro.. 44

Figura 13. Riqueza de géneros por familia de las especies arbóreas registradas en El Toro.. 45

Figura 14. Riqueza de familias por orden de las especies arbóreas registradas en El Toro.. 45

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Periodo de muestreo para el estimado de densidad de *A. miconax* en El Toro. 26

Tabla 2. Modelos aplicados para definir la función de detección para estimar la densidad poblacional de *A. miconax* con el programa *Distance*. 32

Tabla 3. Esfuerzo de muestreo y abundancia relativa de *A. miconax* por punto de muestreo en la localidad de El Toro....37

Tabla 4. Abundancia relativa de *A. miconax* en la localidad de El Toro. 38

Tabla 5. Densidad poblacional estimada para *A. miconax* en la localidad de El Toro. 38

Tabla 6. Índices de diversidad, dominancia y equitatividad. 46

Tabla 7. Estadística descriptiva de la abundancia relativa de *A. miconax* y variables estructurales de hábitat, y pruebas de normalidad Shapiro-Wilk... 47

Tabla 8. Valores del coeficiente de correlación Rho de Spearman (rs) entre las variables de la abundancia relativa de *A. miconax* y las variables de hábitat. 48

RESUMEN

El mono nocturno peruano, *Aotus miconax*, es un primate endémico del Perú. Su población se encuentra en declive, por lo que se le considera amenazado, debido a la pérdida y fragmentación de su hábitat y a factores antropogénico. Este estudio pretende determinar la densidad poblacional de *A. miconax* y describir la estructura de su hábitat en la localidad de El Toro, distrito de Yambrasbamba, región Amazonas. Se empleó el método de muestreo de punto fijo y el método de cuadrantes por punto de muestreo para estimar la densidad y abundancia, y caracterizar el hábitat y los programas *Distance*, *SPSS*, *Excel* y *Past* para los análisis estadísticos. Se tomaron datos de presencia/ausencia en 5 repeticiones de 20 minutos en 33 puntos de muestreo. Se registraron parámetros descriptivos de ocho árboles con CAP > 30cm en cada punto de muestreo. La densidad de *A. miconax* (10.8 gpo/km^2 o 29.4 ind/km^2) en El Toro, fue similar a lo hallado en otro estudio de la misma especie, pero relativamente alto con respecto a otros estudios de densidad de monos nocturnos. El rango de individuos (2 - 4) y el tamaño de grupo (N = 2.7) fueron similares a los hallados en otros estudios. La zona de estudio mostró una alta diversidad y riqueza de especies arbóreas, con géneros como *Ficus* spp, *Inga* spp, *Cecropia* spp, *Clusia* spp, *Croton* spp, *Heliocarpus* spp y *Miconia* spp importantes para la ocupación de monos nocturnos altoandinos. No se encontró relación entre la abundancia relativa de *A. miconax* y las variables de hábitat por punto de muestreo, probablemente por la similitud de la cobertura forestal en toda el área de estudio. Otros estudios deberían llevarse a cabo en diferentes hábitats para determinar los factores que afectan la densidad y abundancia de *A. miconax*.

Palabras clave: *Aotus miconax*, punto de muestreo, abundancia relativa, densidad, hábitat.

ABSTRACT

The Peruvian night monkey, *Aotus miconax*, is endemic to Peru. It is considered threatened due to population decline from habitat loss, the fragmentation of its habitat and anthropogenic pressures. This study aims to determine the population density of *A. miconax* and describe the structure of its habitat at El Toro, district of Yambrasbamba, Amazonas region. Fixed-point sampling was used to estimate density and abundance, and quadrats at each sampling point were used to characterize habitat. Data were analysed using Distance, SPSS, Excel and Past programs. Presence/absence data were taken during 5 repetitions of 20 minutes each, at 33 sampling points. Descriptive parameters of eight trees with CAP > 30cm were recorded at each sampling point. The density of *A. miconax* (10.8 gp/km^2 or 29.4 ind/km^2) at El Toro was similar to that found in another study of the same species, but relatively high with respect to other studies of night monkey densities. The group size (N = 2.7) and range (2 - 4) were also similar to those found in other studies. The study area showed a high tree species diversity and richness, with genera such as *Ficus* spp, *Inga* spp, *Cecropia* spp, *Clusia* spp, *Croton* spp, Heliocarpus spp and Miconia spp important for the occupancy of Peruvian night monkeys. No relationship was found between the relative abundance of *A. miconax* and the habitat variables per sampling point, probably due to the similarity of forest cover throughout the study area. Other studies should be carried out in different habitats to determine which factors affect the density and abundance of A. miconax.

Key words: *Aotus miconax*, sampling point, relative abundance, density, habitat.

1. INTRODUCCIÓN

El mono nocturno peruano (*Aotus miconax*: Thomas, 1927), es un primate endémico del Perú (Cornejo *et al.*, 2008; Shanee *et al.*, 2015). Presenta un rango de distribución restringido a un área con ecosistemas de bosques montanos y premontanos, delimitados por los valles de los ríos Marañón y Huallaga al norte de Perú (Shanee *et al.*, 2015). Se encuentra en diferentes tipos de hábitats con diferentes grados de intervención humana (Aquino *et al.*, 2018; Shanee *et al.*, 2013; Shanee *et al.*, 2015). El crecimiento de la población humana ha traído consigo la conversión de extensas áreas boscosas en tierras agrícolas y pastizales, destruyendo y fragmentando el hábitat ocupado por *A. miconax*; ocasionando además presión de caza, ya que suele ser vendido como mascota (Shanee, 2016). Este primate se encuentra bajo amenaza según la Ley Peruana (MINAGRI, 2014) y la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, 2023); puesto que su población se encuentra en declive debido principalmente a la fragmentación de bosques y pérdida de su hábitat principalmente por actividades de origen antropogénico (Shanee *et al.*, 2020a).

Es probable que los hábitos nocturnos que comparten todos los miembros de la Familia Aotidae, el tamaño pequeño del cuerpo y su dieta generalista, constituida principalmente por frutos y en menor medida por hojas, flores, artrópodos y brotes, los hayan hecho menos susceptible a las alteraciones de su hábitat, en comparación con otros primates no humanos (Wright, 1994; Castaño *et al.*, 2010; Fernández-Duque, 2011; Shanee *et al.*, 2013; Shanee *et al.*, 2015; Guzmán *et al.*, 2016; Aquino *et al.*, 2018; Bustamante-Manrique *et al.*, 2021;). Algunos estudios han demostrado que las especies de primates que persisten en bosques muy perturbados a menudo desarrollan nuevas estrategias ecológicas para sobrevivir (Marsh *et al.*, 2013; Shanee y Shanee, 2011); lo cual quiere decir que, mientras algunas poblaciones pueden extinguirse localmente, otras pueden adaptarse a nuevas condiciones de hábitats degradados, al menos a corto plazo

(Laurance *et al.*, 2007). Esto sugiere que los monos nocturnos muestran un alto grado de plasticidad conductual y dietética (Castaño *et al.*, 2010; Marsh *et al.*, 2013; Shanee y Shanee, 2011).

Por otra parte, estimaciones de densidad en monos nocturnos difieren según el tipo de hábitat, área geográfica y niveles de perturbación antropogénica (Allgas *et al.*, 2023). Esto puede significar que la ocupación o el tamaño de una población en un área específica, está determinada por las características del hábitat, las condiciones ambientales, como la temperatura, la humedad relativa y la presencia de la luna llena, y por la propia ecología y necesidades específicas de las especies (MacKenzie *et al.*, 2002; MacKenzie y Royle, 2005; Puertas *et al.*, 1995). Se ha sugerido, en estudios realizados en ecosistemas poco intervenidos, que los monos nocturnos tienen preferencia por bosques de dosel relativamente densos, con alta diversidad de especies arbóreas de las familias Moraceae, Fabaceae, Urticaceae, Rubiaceae, Lauraceae y Melastomataceae (Aquino y Encarnación, 1986; Bustamante-Manrique *et al.*, 2021; Castaño *et al.*, 2010; Garcia y Braza, 1993; Guzmán *et al.*, 2016; Puertas *et al.*, 1995; Shanee *et al.*, 2013; Kinzey, 1997; Svensson *et al.*, 2010) y su comportamiento y patrones de actividad suelen estar influenciados por la presencia de la luminosidad lunar (Fernández-Duque, 2011).

Los bosques montanos de El Toro son bosques muy poco intervenidos y forman parte de un corredor natural de conservación junto con el Santuario Nacional Cordillera de Colán, las Áreas de Conservación Privadas Pampa del Burro y Abra Patricia – Alto Mayo y la Zona Reservada Río Nieva (Shanee y Shanee, 2011; Shanee, 2015). Esta área dominada por especies de *Ficus* spp, es también hogar del críticamente en peligro mono choro de cola amarilla (*Lagothrix flavicauda*) y del mono machín blanco (*Cebus yuracus*) (Shanee, 2016; Shanee y Shanee, 2015). En este estudio se presenta estimaciones de la densidad poblacional de *A. miconax,* así como la descripción del hábitat en el sitio de

estudio. Los resultados pretenden incrementar el conocimiento sobre la ecología de este primate; lo cual se espera que ayude a definir mejor su estado de conservación como especie; así como en la toma de decisiones para su conservación a través del fortalecimiento de programas de conservación que los gobiernos locales y el estado peruano puedan conducir. Adicionalmente, se espera que este estudio genere conciencia en las poblaciones humanas locales y nacionales sobre la conservación e importancia de este primate y su hábitat, relacionándolo con su rol regenerador del bosque del cual las comunidades humanas asentadas en bosques montanos se benefician a través de los servicios ecosistémicos.

2. MARCO TEÓRICO

2.1. Diversidad de primates del Perú

Se han descrito 56 taxones (especies y subespecies) de primates en el Perú (Aquino *et al.*, 2015; Rengifo *et al.*, 2022); las cuales se encuentran contenidas en cinco familias: Atelidae, Cebidae, Pithecidae, Aotidae y Callitrichidae (Anexo 1). Según la Legislación Peruana a través del Decreto Supremo 004-2014-MINAGRI, aproximadamente el 8.3% se encuentra bajo "amenaza de extinción" (Peligro Crítico, En Peligro y Vulnerable); aunque para la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), las especies amenazadas representan el 30%, además de cinco taxones como Casi Amenazados (NT) y otros cinco como Datos Insuficientes (DD) (UICN, 2023). Solo cuatro taxones están contenidos en el Apéndice I del Convenio Internacional para el Comercio de Especies de Fauna Silvestre (CITES, 2005), mientras que 12 taxones son endémicos del Perú (Aquino *et al.*, 2015; Rengifo *et al.*, 2022). La mayoría de especies se encuentra en la selva amazónica comprendida desde los bosques nubosos de los Andes Orientales hasta los bosques de tierra firme y bosques inundables de la llanura amazónica (Pacheco *et al.*, 2021). Dos especies se encuentran en la costa norte del

Perú; *Alouatta palliata aequatorialis* y *Cebus aequatorialis* (Hurtado *et al.*, 2016) y una posible especie de mono fraile (*Saimiri* sp.) en la costa norte, aún no bien descrita (Aquino *et al.*, 2015).

2.2. *Aotus* spp.

Los monos nocturnos son primates socialmente monógamos que viven en grupos familiares de dos a seis individuos constituidos por una pareja reproductora, un infante, uno o dos juveniles y en ocasiones un subadulto (Aquino y Encamacion, 2012; Castaño *et al.*, 2010; Cornejo *et al.*, 2008; Fernández-Duque, 2011; Shanee *et al.*, 2013); siendo estos últimos, por lo general, de menor tamaño que la pareja reproductora (Fernández-Duque, 2011). Presentan cuidado bi-parental; siendo el macho quien se encarga la mayor parte del tiempo del cuidado de los bebés (Fernández-Duque, 2011). Los monos nocturnos son territoriales ya que se han observado comportamientos de persecución y vocalización al límite de sus rangos de hogar que suelen superponerse (Wright, 1978; Wright, 1985; Fernández-Duque, 2011;). Estos comportamientos suelen durar unos minutos y rara vez llegan a tener contacto físico (Wright, 1985; Aquino y Encarnación, 1986; Fernández-Duque, 2011).

La familia Aotidae contiene un género monotípico: *Aotus* spp. Este grupo ha pasado por numerosos cambios taxonómicos basados en diferencias fenotípicas, cariotípicas y moleculares (Defler y Bueno, 2007; Defler, 2010; Giraldo *et al.*, 1986), conociéndose hasta ahora 11 especies (Fernández-Duque, 2011; Ruiz-García *et al.*, 2011); la cual incluye a *A. jorgehernandezi*, especie que solo ha sido registrada y descrita a partir de dos localidades en El Quindío, Colombia (Defler y Bueno, 2007). No obstante, se ha sugerido que podrían ser 12 especies (Ford, 1994). Esta discusión surge debido a que algunos autores, usando información fenotípica, cariotípica y molecular, han considerado que *A. azarae* presenta tres subespecies: *A. a. azarae*, *A. a. boliviensis* y

A. a. infulatus (Fernández-Duque, 2011; Ruiz-García *et al*., 2011; Rylands y Mittermeier, 2009); mientras que otros investigadores sugieren que *A. azarae* presenta solo dos subespecies: *A. a. azarae* y *A. a. boliviensis*, considerando a *A. infulatus* como una especie independiente (Ford, 1994; Hershkovitz, 1983). Actualmente *A. a. infulatus* es aceptado como una subespecie de *A. azarae* (Fernández-Duque, 2011; Groves, 2001; Rylands, 2000). Esta discusión parece aún no haber finalizado.

Morfológicamente presenta cabeza redondeada y orejas pequeñas ocultas en el pelaje, dando la impresión de no tener orejas, lo que da origen al nombre del género *Aotus*: sin orejas (Hershkovitz, 1977; Wright, 1981). A pesar de ser un primate nocturno, *Aotus* spp. es el único que no cuenta con *tapetum lucidum*, que es una estructura reflectora del ojo que permite mejorar la visión nocturna, por lo que se cree que este género evolucionó a partir de ancestros diurnos (Heesy y Ross, 2001; Ogden, 1974; Takai *et al*., 2009; Wright, 1989; Wright, 1996). Debido a su falta de visión nocturna, presenta otras adaptaciones morfológicas como ojos desproporcionadamente grandes en relación con el tamaño del cráneo; los globos oculares grandes, les permite un mejor enfoque en condiciones de poca luz y una mayor sensibilidad a la luz azul que es favorecida con la presencia de la luz de la luna (Defler y Bueno, 2003; Fernández-Duque *et al*., 2010; Jacobs, 1977). A diferencia de otros primates, los monos nocturnos tienen una visión del color menos sensible; esto les permite identificar y seguir objetos en movimiento más rápido durante la noche y proporciona una mejor disposición espacial en condiciones de poca luz, lo que ayuda al desplazamiento nocturno (Wright, 1989; Wright, 1994). Otras adaptaciones incluyen un aparato auditivo y olfativo más sensibles y una tasa metabólica más baja en comparación con otros primates diurnos (Wright, 1989).

Todas las especies de *Aotus* son relativamente pequeñas y presentan muy poco dimorfismo sexual (Fernández-Duque, 2011; Wright, 1981). El peso corporal de los adultos varía entre 0,45 y 1,3 kg, con una longitud corporal de entre 30 y 50 cm,

dependiendo de la especie (Fernández-Duque, 2011). El macho de *A. a. azarae* presenta la mayor masa corporal con un peso promedio de 1,254 kg; mientras que la hembra de *A. brumbacki* registra el menor peso con 0,455 kg (Fernández-Duque, 2011). Por lo general, presentan el pelaje del área ventral y de la parte interna de las piernas y brazos de color amarillo pálido a naranja. Presentan marcas de color blanco a grisáceo alrededor de los ojos y una franja negra sobre la cabeza y la frente (Groves, 2001), en algunos casos en forma de rombo. La densidad del pelaje depende de la altitud en la que habitan, siendo más denso en ecosistemas más fríos debido a la altitud o a que se encuentran fuera de los trópicos (como *A. a. azarae*), en comparación con las especies que habitan al nivel del mar y más cercanos al Ecuador (Fernández-Duque, 2011; Groves, 2001; Wright, 1981).

Las especies de monos nocturnos se encuentran ampliamente distribuidas en el Neotrópico (Figura 1), desde la parte más norte de Colombia y el istmo de Panamá hasta la región norte del Chaco argentino (Defler, 2010; Fernández-Duque, 2011; Wright, 1981). Se encuentran desde el nivel de mar hasta los ~3300 msnm en las estribaciones de los Andes (Aquino y Encamacion, 2012; Campbell *et al.*, 2019; Defler, 2010; Fernandez-Duque *et al.*, 2001; Shanee *et al.*, 2015). Este grupo parece también tener una amplia tolerancia térmica, con especies como *A. nancymaae* y *A. vociferans* soportando temperaturas de hasta 38°C (Aquino y Encarnación, 1986; Aquino y Encarnación 1988) y *A. a. azarae* que habita en el Chaco Argentino, donde las temperaturas pueden llegar a -5°C (Fernández-Duque, 2003; Fernández-Duque, 2011; Juárez, 2012). Estos primates también han mostrado una gran plasticidad para ocupar bosques primarios, secundarios, bosques remanentes y fragmentos de bosque; bosques de matorrales, bosques caducifolios, bosques secos tropicales y subtropicales y bosques de galería; además de encontrarse en ambientes altamente degradados como plantaciones forestales, de café y de palma e incluso muy cerca de asentamientos

humanos y zonas peri-urbanas (Aquino y Encamacion, 2012; Bustamante-Manrique *et al.*, 2021; Defler, 2010; Fernández-Duque *et al.*, 2001; Shanee *et al.*, 2015).

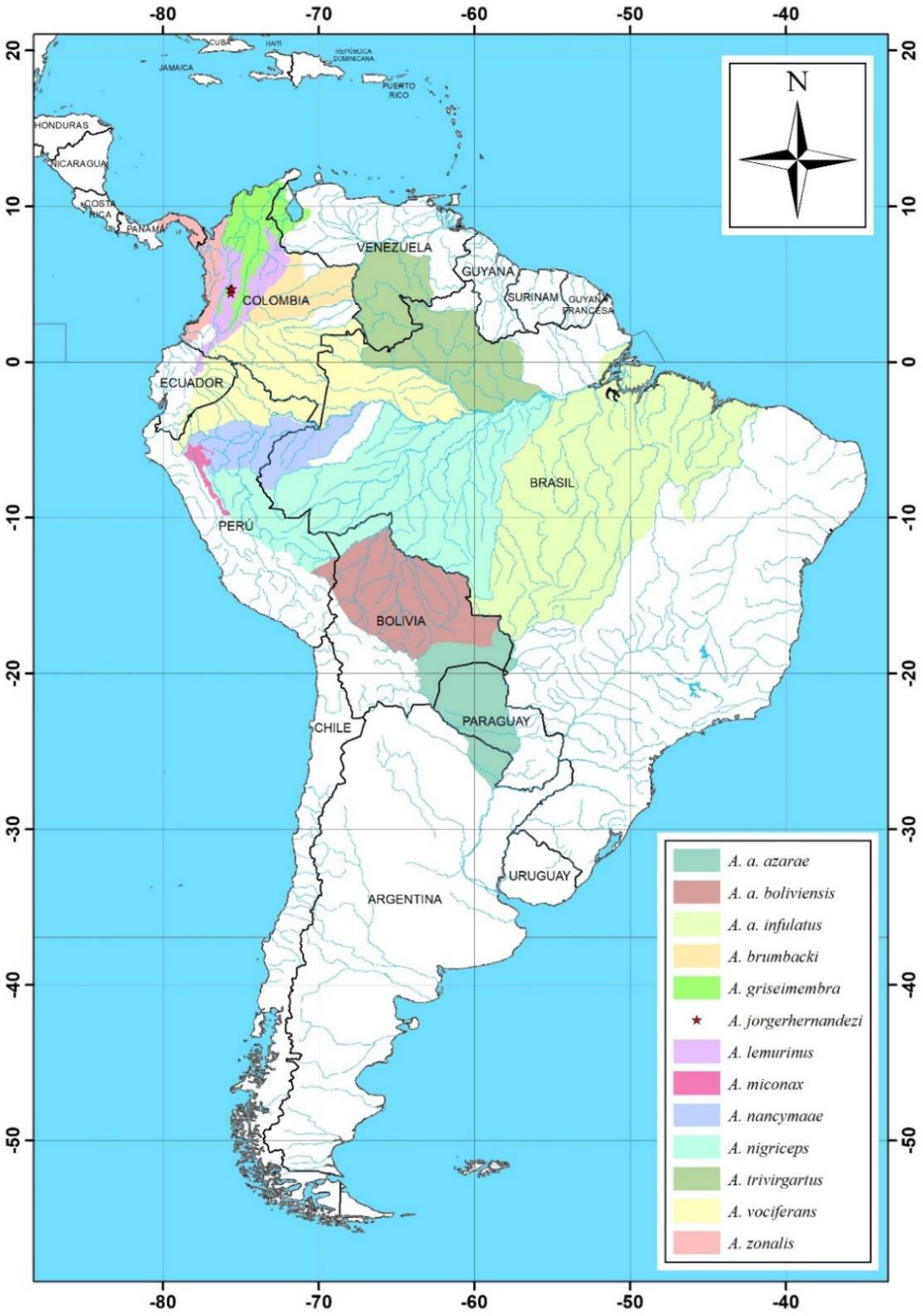


Figura 1. Distribución de los monos nocturnos. (Fuente: elaboración propia).

Se ha sugerido que los monos nocturnos prefieren bosques con alta diversidad de especies arbóreas y de dosel relativamente denso (Aquino y Encarnación, 1986; Fernández-Duque, 2011; Kinzey, 1997; Svensson *et al.*, 2010), con preferencia por comunidades vegetales de acuerdo con la altitud y latitud según su distribución geográfica (Baer *et al.*, 2012; Wright, 1994). Se conoce también que pueden ocupar todos los estratos del bosque (Aquino y Encamacion, 2012; Wright, 1981). Los niveles más altos del dosel suelen ser usados para alimentarse y forrajear; mientras que los estratos de nivel medio a bajo suelen usarse para desplazarse (Aquino y Encamacion, 2012; Baer *et al.*, 2012). Algunas especies de monos nocturnos han sido observados en el suelo, cruzando pequeños caminos y atravesando áreas de cultivo, desplazándose entre fragmentos de bosque para llegar a fuentes de alimento o para escapar de depredadores (Baer *et al.*, 2012; Fernández-Duque, 2011; Shanee *et al.*, 2021; Shanee y Shanee, 2011).

Diversos estudios sugieren que *Aotus* spp. son principalmente nocturnos y que su actividad es favorecida por la presencia de la luz de la luna, incrementándose o disminuyendo según la fase lunar (Fernández-Duque, 2011). Sin embargo, se ha demostrado que *A. a. azarae*, presenta un comportamiento catemeral, presentando picos de actividad tanto de noche como de día (Fernández-Duque, 2011; Fernández-Duque *et al.*, 2010; Juárez, 2012; Wright, 1994). También se ha sugerido que *A. miconax* podría tener comportamiento catemeral, aunque las evidencias presentadas parecen no ser concluyentes y podrían tratarse de comportamientos inducidos (Shanee *et al.*, 2021). Suelen iniciar sus actividades ~15 minutos después de la puesta del sol y volver habitualmente al mismo nido ~15 minutos antes del amanecer (Campbell *et al.*, 2019; Doolan, 2018; Fernández-Duque, 2011; Garcia y Braza, 1993; Shanee *et al.*, 2013; Shanee *et al.*, 2015). Son principalmente frugívoros; complementando su dieta con el consumo en pequeñas proporciones de hojas, néctar, insectos, flores, brotes y yemas

(Bustamante-Manrique *et al.*, 2021; Castaño *et al.*, 2010; Fernández-Duque, 2011; Guzmán *et al.*, 2016; Shanee *et al.*, 2013; Wright, 1994).

Estudios realizados en varias especies de monos nocturnos arrojan diferentes estimaciones de densidad poblacional. Estos resultados generalmente están asociados con el tipo de hábitat, las condiciones en que se realizó el estudio, la metodología de campo empleada, el tipo de análisis de los datos o el objetivo del estudio (Allgas *et al.*, 2023; Fernández-Duque, 2011). Las estimaciones de densidad poblacional varían entre 0.5 grupos/km^2 y 68.9 grupos/km^2; mientras que las densidades individuales oscilan entre 1,5 individuos/km^2 y 242.5 individuos/km^2. Individuos machos o hembras solitarias, socialmente maduros, no territoriales, pero ocasionalmente agresivos, llamados "flotantes" han sido observados en busca de una pareja reproductiva y en ocasiones han sido considerados para estimar parámetros demográficos (Fernandez-Duque, 2009; Fernández-Duque, 2011; Huck y Fernandez-Duque, 2017). Estimaciones de densidad poblacional, en algunos casos tan altas, podrían ser el resultado directo de errores cometidos en la metodología de campo o a un mal análisis y/o interpretación de los datos (Allgas *et al.*, 2023; Fernández-Duque, 2011).

Se ha observado a diferentes especies de monos nocturnos usar una variedad de sitios para dormir como huecos en los árboles, cavidades en el follaje, vegetación densa y enredaderas (Defler, 2010; Fernández-Duque, 2011; Garcia y Braza, 1993; Puertas *et al.*, 1995; Shanee *et al.*, 2013). La selección de nidos podría estar determinada por factores ambientales como la lluvia, las temperaturas y la humedad; la protección contra los depredadores y la disponibilidad del espacio y de las áreas de alimentación (Aquino y Encarnación, 1986; Campbell *et al.*, 2019; Garcia y Braza, 1993; Hershkovitz, 1983; Rathbun y Gache, 1980). Se ha observado que los monos nocturnos pueden compartir sus nidos con otros animales nocturnos como la chosna (*Potos flavus*), el olingo

(*Bassaricyon gabbii*), el puercoespín (*Coendou bicolor*) e incluso murciélagos (Aquino y Encarnación, 1986; Garcia y Braza, 1993).

2.3. *Aotus miconax*: Thomas, 1927

El mono nocturno peruano (*Aotus miconax*), también conocido como "tutamono" o "musmuqui" (Figura 2), pertenece a la familia monotípica Aotidae y forma parte del grupo de *Aotus* de "cuello rojo", junto con otras especies distribuidas generalmente al sur del río Amazonas (Ford, 1994; Hershkovitz, 1983). Este primate es endémico de Perú, con un rango de distribución restringido al ecosistema de las Yungas o selva alta, en el denominado bosque nublado Montano y Premontano (Figura 3), en los departamentos de Amazonas, San Martín, Huánuco, La Libertad y Loreto (Aquino y Encamacion, 2012; Cornejo *et al.*, 2008; Shanee *et al.*, 2015). Ha sido registrado en bosques primarios y secundarios en laderas empinadas, bosques relictos, bosques fragmentados e incluso en plantaciones de café y palma aceitera (Aquino *et al.*, 2018; Aquino, 2020; Cornejo *et al.*, 2008; Shanee *et al.*, 2015), entre los 800 y los 3100 metros sobre el nivel del mar (Campbell, 2011; Cornejo *et al.*, 2008; Shanee *et al.*, 2015).

Este primate se distribuye en el *Hotspot* de los Andes Tropicales (Myers *et al.*, 2000) y habita en simpatría con el también endémico mono choro de cola amarilla (*Lagothrix flavicauda*) y quizás en muy poca medida con el mono tocón de San Martín (*Plecturocebus oenanthe*) (Cornejo *et al.*, 2008; Shanee, 2016). *Aotus miconax* es uno de los primates menos estudiados del Neotrópico y, por lo tanto, uno de los menos conocidos con algunos artículos publicados sobre su distribución, ecología básica, tasas de ocupación (Butchart *et al.*, 1995a; Butchart *et al.*, 1995b; Campbell *et al.*, 2019; Cornejo *et al.*, 2008; Sánchez-Larrañaga y Shanee 2012; Shanee *et al.*, 2015; Shanee *et al.*, 2020b; Shanee y Shanee, 2011) y un par de estudios sobre su comportamiento, patrones de actividad y densidad poblacional (Shanee *et al.*, 2013; Aquino *et al.*, 2018).



Figura 2. Mono nocturno peruano (*Aotus miconax*). (Foto: Néstor Allgas).

Poblaciones de *A. miconax* han sido reportadas en áreas protegidas por el Estado peruano como el Santuario Nacional Cordillera de Colán, la Reserva Comunal Chayu Nain, el Bosque de Protección Alto Mayo, el Parque Nacional Río Abiseo y la Zona Reservada Río Nieva. También se encuentra protegido en las Áreas de Conservación Privada Pampa del Burro, Huiquilla, Abra Patricia-Alto Nieva, Bosque Berlín, Hierba Buena-Allpayacu, Milpuj-La Heredad, Los Chilchos, Llamapampa-La Jalca, San Pablo-Catarata Gocta, Copal-Cuilungo, Monte Puyo, Arroyo Negro, Cavernas de Leo; en Concesiones para Conservación como Alto Huayabamba, El Breo, Martín Sagrado, Monte Cristo, Bosques de Sinaí y en Áreas de Conservación Regional como Vista Alegre-Omia, Shunté-Mishollo y Bosque Montano de Carpish. Todas estas áreas de conservación, a excepción del ACR Bosque Montano de Carpish, se encuentran en las regiones de Amazonas y San Martín; no encontrándose áreas donde este primate esté protegido más al sur de estas regiones.



Figura 3. Área de distribución del mono nocturno peruano (*A. miconax*). (Fuente: elaboración propia).

Recientemente, *A. miconax* ha sido categorizado como En Peligro (EN, Criterio A4cd) por la UICN, debido a que su población está en declive por la pérdida, fragmentación y alteración de su hábitat causada principalmente por la agricultura, la ganadería y la extracción de madera y, en menor medida, por la minería y la caza selectiva para la

venta como mascota (Shanee *et al.*, 2020a). A nivel local, la Legislación Peruana (D.S. 004-2014-MINAGRI), considera a esta especie como Vulnerable (VU) y CITES la incluye en el Apéndice II (CITES, 2005). *Aotus miconax* también está incluido en el Libro Rojo de la Fauna Silvestre Amenazada del Perú (SERFOR, 2018) y en el Plan Nacional de Conservación de los Primates Amenazados en el Perú (MINAGRI, 2020).

Solo un estudio sobre su densidad poblacional ha sido llevado a cabo en Los Chilchos, región Amazonas, ubicado entre los 1416 y 2096 msnm en bosques de alta y baja perturbación donde se estimó una densidad de 26.23 ind/km^2 en bosques de baja perturbación y 24.5 ind/km^2 en bosques de alta perturbación (N = 12, n = 2.6 ±0.7 y rango = 2 – 4), empleando en ambos casos el método de transecto lineal para la toma de datos y el programa *Distance* para el análisis (Aquino *et al.*, 2018). Otros parámetros poblacionales fueron obtenidos en Amazonas donde a partir de 13 grupos observados en bosque continuo sobre los 2000 msnm, obtuvieron un tamaño de grupo de 2.5 individuos y un rango de 1 – 4 individuos (Shanee *et al.*, 2020); y en las regiones de Amazonas, San Martín y Huánuco, donde se registró un total de 11 grupos a partir de los cuales se estimó un tamaño de grupo de 2.7 ±0.7 y un rango de 2 – 4 individuos (Aquino, 2020).

Esta especie es considerada estrictamente nocturna (Fernández-Duque, 2011) y hasta hace poco solo había sido observado saliendo y llegando a sus dormideros entre el anochecer y el amanecer (Campbell *et al.*, 2019; Shanee *et al.*, 2013). Sin embargo, estudios recientes han sugerido que podría tener mayor actividad diurna de la que se pensaba, sin llegar a definir que se trate de una especie catemeral (Shanee *et al.*, 2020b). Los patrones de actividad sugieren que, durante sus horas de mayor actividad, *A. miconax* se moviliza en promedio a una velocidad media de 117 ± 43 metros por hora (entre 50 m/h y 190 m/h), con distancias recorridas por noche entre 339 m y 1314 m (Shanee *et al.*, 2013). Patrones de actividad sugieren que *A. miconax* pasa el 33% de

su tiempo de actividad nocturna alimentándose, 54% de su tiempo movilizándose y el 13% de su tiempo en descanso (Shanee *et al.*, 2013).

La dieta de *A. miconax* es altamente omnívora, compuesto principalmente por frutos maduros, hojas e insectos, así como pequeñas cantidades de brotes y flores (Shanee *et al.*, 2013). Se ha encontrado que el 42% de su dieta estuvo constituida de frutos, el 25% de brotes, el 19% de insectos, el 6% de hojas y el 5% de flores (Shanee *et al.*, 2013). Se han registrado 22 especies de plantas de las cuales se alimenta; entre las que destacan el naranjillo (*Styloceras laurifolium*), huarumbo (*Cecropia montana* y *Cecropia utcubambana*), casaco (*Hyeronima andina*), higuerón (*Ficus eximia*), guaba (*Inga feullei*), palmera (*Ceroxylon peruvianum*), indano (*Bunchosia armeniaca*); entre otras (Shanee *et al.*, 2013).

Un estudio realizado sobre las tasas de ocupación y factores que afectan la detectabilidad de *A. miconax* fue llevado a cabo en la Región Amazonas, donde se encontró que la detectabilidad estuvo influenciada negativamente por la cobertura de las nubes, la fase lunar, la temperatura, la humedad relativa y la lluvia; mientras que las noches despejadas, calurosas y de luna llena, favorecieron a los investigadores a mejorar su probabilidad de detección en campo (Doolan, 2018). Un segundo estudio realizado en la misma región encontró que la ocupación estuvo correlacionada positivamente con la diversidad de especies arbóreas y negativamente con la altitud; mientras que la detectabilidad aumentaba en noches con mayor porción de luna visible (Campbell *et al.*, 2019).

2.4. Densidad y abundancia

La densidad (*D*) de una especie está representada por el número de individuos o grupos por unidad de área, superficie o volumen; mientras que la abundancia (*N*) es el número

de individuos que conforman una población en un lugar y tiempo determinado (de la Orden, 2020; Sutherland, 2006). Debido a que casi nunca es posible determinar la cantidad exacta de individuos de una población en un área determinada, se suele usar los índices de abundancia relativa, que no es más que el número de avistamientos de cierta cantidad de individuos o grupos por unidad de esfuerzo de muestreo (Ojasti y Dallmeier, 2000). Otros conceptos asociados a la medida de parámetros demográficos de especies son la densidad bruta y la densidad específica o ecológica; donde la primera incluye hábitats no adecuados para la ocurrencia de una especie como zonas deforestadas, y la segunda incluye solo hábitats adecuados (de la Orden, 2020). También pueden considerarse los conceptos de abundancia expresada en función al peso por unidad de espacio, la cual se define como la biomasa de una población y resulta de multiplicar el peso individual por el número de individuos registrados (de la Orden, 2020).

2.5. Distance sampling

Las estimaciones de parámetros poblacionales parten del estudio de la abundancia poblacional; asumiendo que, a mayor proporción de área ocupada, más grande será la población (Buckland *et al.*, 2004; Buckland *et al.*, 2005). Este concepto ayuda a definir la densidad poblacional como una relación entre el tamaño de la población de una especie y el área que ésta ocupa; relación que depende del momento en que se realiza la medición y/o el sitio donde se lleva a cabo. La abundancia y la densidad dependen de la "precisión" (variabilidad en la tasa de encuentro) de la metodología empleada, la cual va a ser determinada por la potencia estadística (capacidad de detectar cambios) con que se va a analizar la información; de esta manera, se pueden establecer tendencias y/o predicciones (dinámica poblacional) (Buckland *et al.*, 2005; Buckland *et al.*, 2004). Según la precisión de los métodos empleados, se pueden dar 3 escenarios:

i. Detectabilidad =1, área muestreada = 1; ocurre cuando todos los objetos de estudio son contados (o al menos pueden ser contados) y el área de estudio es conocida y puede ser recorrida en su totalidad. Generalmente sucede con especies conspicuas con un tamaño poblacional pequeño y un área pequeña (un fragmento de bosque, por ejemplo). No requiere inferencia estadística.

ii. Detectabilidad = 1, área muestreada < 1; ocurre cuando todos los objetos de estudio pueden ser contados, pero en una porción determinada del área de estudio. Para estos estudios se puede usar métodos como cuadrantes, transectos de ancho fijo, puntos de conteo de radio fijo, entre otros. Los análisis para estimar los parámetros poblacionales suelen ser simples a fin de extrapolar los datos.

iii. Detectabilidad < 1, área muestreada < 1; ocurre cuando solo una fracción de los objetos de estudio pueden ser contados en una porción del área de estudio. Este escenario introduce la probabilidad de detección que varía según el objeto y el sitio de estudio, además de estar afectado por los errores del investigador. Para estos estudios se suelen usar métodos de transecto lineal de ancho variable, puntos de conteo, captura y recaptura, modelos de ocupación, entre otros. La inferencia estadística es compleja.

El muestreo por distancia (en inglés "*Distance sampling*") es una herramienta especializada y ampliamente usada para el diseño y análisis de datos de campo para estimar parámetros poblaciones como la densidad poblacional, la abundancia y la probabilidad de detección, generalmente de individuos o grupos de animales (Buckland *et al*., 2005; Buckland *et al*., 2004; Thomas, *et al*., 2010). Este programa es de libre acceso y se encuentra disponible en

https://distancesampling.org/Distance/distance75download.html. La información usada para las inferencias son las distancias obtenidas a través principalmente de los métodos de transecto lineal (distancias perpendiculares) y del método de puntos de muestreo (distancias radiales); siempre desde el transecto o punto de observación hasta el individuo o centro aproximado del grupo observado (Buckland *et al.*, 2004; Buckland *et al.*, 2010a; Plumptre *et al.*, 2013). Este método de análisis se basa en que, a mayor distancia, menor probabilidad de detección; lo que significa que en gran medida el programa modela la probabilidad de detección de individuos o grupos que no fueron detectados en función de los que sí lo fueron, según su distancia al transecto o punto de muestreo, incorporando estos parámetros para generar un área donde el objeto u objetos de estudio están contenidos (Buckland *et al.*, 2005; Thomas *et al.*, 2010).

Con los datos obtenidos (distancias perpendiculares o radiales), se construye un histograma de frecuencias (distribución observada) con una amplitud de frecuencias determinada. A este histograma se le sobrepone un modelo teórico para definir un parámetro conocido como μ que no es más que el punto de inflexión de dos probabilidades, donde la probabilidad de no detectar objetos a una distancia mayor de este punto es igual a la probabilidad de detectarlos antes (Buckland *et al.*, 2005; Thomas *et al.*, 2010). Este parámetro representa el ancho efectivo de la distancia de detección y dibuja un espacio efectivo de muestreo por debajo de la función de detección; el cual se contrasta con las detecciones obtenidas y define un espacio llamado “área bajo la curva” en donde se asume que se puede detectar todo lo que está ahí (Figura 4); así como se asume también que no es posible detectar todo lo que está fuera de este espacio (Buckland *et al.*, 2005; Thomas *et al.*, 2010). Con este contraste se calcula la probabilidad de detección considerando que, a menor área bajo la curva, menor será la probabilidad de detección (Buckland *et al.*, 2004).

Conociendo la probabilidad de detección y el área muestral, es posible estimar la densidad poblacional del objeto de estudio. Para ello, es necesario correr diferentes modelos estadísticos y obtener el que mejor se ajusta a los datos. Para determinar el mejor modelo, *Distance* hace uso del criterio de información de Akaike (AIC, por sus siglas en inglés), que no es más que el valor de la bondad de ajuste de un modelo, ya que describe la relación entre el sesgo y la varianza durante la construcción del modelo. Como el AIC proporciona una estimación de la distancia entre el modelo teórico y el modelo construido a partir de los datos observados en campo, el cual es difícil de caracterizar, no es interpretable por sí solo, por lo que es necesario generar diferentes modelos utilizando los mismos datos para que sean comparables. En el caso de dos o más modelos, el modelo con menor valor de AIC es el que se ajusta mejor a los datos experimentales o el menos complejo; aunque lo que ocurre realmente es una combinación de ambos factores. Este criterio ofrece un valor objetivo que, de forma relativa, cuantifica a la vez la precisión y la simplicidad del modelo.

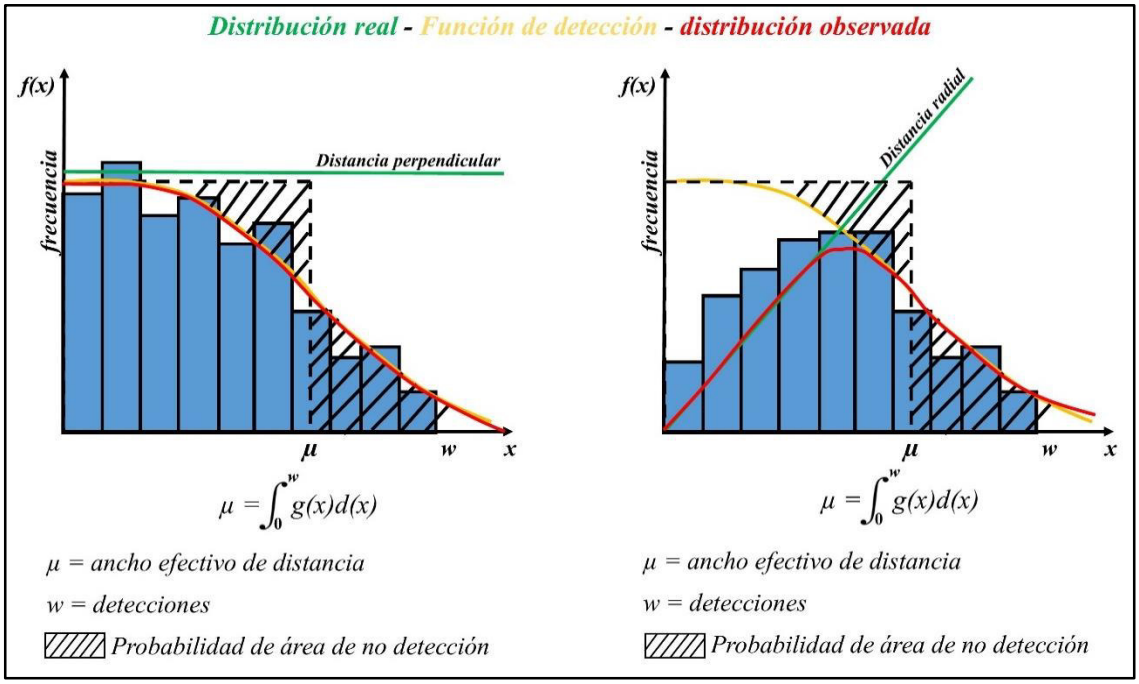


Figura 4. Estimación de objetos de estudio detectados y contados en transectos lineales (izquierda) y puntos de muestreo (derecha). (Fuente: elaboración propia).

El muestreo por distancia considera algunos supuestos que no deben violarse al momento de colectar los datos en campo. Los supuestos más importantes son: (i) los transectos o puntos de muestreo deben estar ubicados aleatoriamente respecto a los objetos de estudio; es decir, los transectos o puntos de muestreo deben ser instalados de manera que sean representativos del área de estudio. (ii) Los animales ubicados sobre la línea del transecto o sobre el punto de muestreo siempre son detectados; lo contrario de este supuesto se evita empleando un buen diseño de muestreo, que los observadores sean experimentados o bien entrenados, usar una velocidad constante o tiempo de observación estandarizado, evitar distracciones de los observadores, etc. (iii) Los animales siempre son detectados en su posición inicial; lo cual implica aplicar estrategias de sigilo para evitar las acciones evasivas o el uso de cebos que puedan llevar a incrementar o disminuir el área muestral y cometer la sobreestimación o subestimación de la densidad del objeto de estudio. (iv) Las mediciones deben ser exactas; es decir, dentro de lo posible, se debe medir de la manera más precisa posible la distancia perpendicular o radial desde el observador al individuo o el centro del grupo de objeto de estudio. (v) Las detecciones deben ser independientes; esto significa que se debe evitar el reconteo de objetos para evitar la sobrestimación de la densidad.

El programa *Distance* considera también un mínimo de detecciones de 60 para transectos lineales y de 40 para puntos de conteo para que los resultados sean más confiables (Buckland *et al.*, 2005; Buckland *et al.*, 2004); lo que no significa que con menos detecciones no sea posible hacer estimaciones de densidad. El programa también permite ajustar ciertos parámetros para muestreos pequeños y eliminar datos extremos ("*outliers*") producto de errores cometidos durante la etapa de campo.

2.6. Hábitat

El hábitat se puede definir como el espacio físico donde un organismo, especie o comunidad animal o vegetal encuentra condiciones apropiadas para que viva, se reproduzca y persista (Gallina-Tessaro, 2011; Johnson, 2005). De manera más extensa, el hábitat es el espacio que reúne las condiciones (como recursos alimenticios y presencia de refugios) y características físicas y biológicas (elementos bióticos y abióticos) necesarias que garanticen la supervivencia, reproducción y perpetuidad de un organismo, especie o comunidad (Gallina-Tessaro, 2011; Hall *et al.*, 1997). Este concepto incorpora además la posibilidad de que las características de dichos organismos puedan ser descritos en función de su ecología y el espacio que ocupan (Delfín Alfonso *et al.*, 2011).

2.7. Riqueza e índices de diversidad

La riqueza de especies es la forma más sencilla de medir la diversidad de un lugar mediante su conteo; mientras que los índices de diversidad permiten evaluar matemáticamente la composición de especies de una comunidad (Moreno, 2000). El índice de Shannon-Wiener (H') mide el grado de incertidumbre para predecir la especie a la que pertenece un individuo elegido al azar en una comunidad (Marrugan 1988). Suele ser utilizado cuando no es posible contar e identificar a todas las especies de una comunidad. Sus valores varían entre 0 y 5; siendo los valores inferiores a 2 de baja diversidad y valores por encima de 3 de alta diversidad. El Índice de diversidad de Simpson permite medir la probabilidad de que dos individuos de una población de "n" individuos seleccionados al azar, provengan de la misma especie (Simpson, 1949). Este índice está influenciado por la dominancia de las especies. Valores más cercanos a 1 indican mayor diversidad de especies; mientras que valores más cercanos a 0 indican

mayor dominancia. El índice de Simpson es un complemento del índice de dominancia (D), por lo que suele ser representado como D-1.

El índice de riqueza de Margalef (D_{Mg}) determina la biodiversidad de una comunidad con base en la distribución numérica de los individuos de las diferentes especies, en función del número total de individuos existentes en la muestra analizada (Magurran, 1988). El mínimo valor que puede adoptar es cero, y ocurre cuando solo existe una especie en la muestra (s=1, por lo que s-1=0). Por debajo de 2 se considera una región de baja biodiversidad, y por encima de 5, una región de alta biodiversidad (Magurran, 1988). El índice de Equitatividad o índice de Equidad de Pielou (J) mide la relación entre la diversidad observada y la diversidad máxima. La equitatividad se acerca a cero cuando una especie domina sobre todas las demás en la comunidad y se acerca a 1 cuando todas las especies comparten abundancias similares (Magurran, 1988; Pielou, 1975).

2.8. Índices de valor de importancia

El Índice de Valor de Importancia (IVI) muestra la importancia que tienen cada una de las especies evaluadas presentes en una comunidad vegetal (Cottam y Curtis, 1956). Este índice expresa la ocurrencia de las especies; así como su importancia ecológica dentro del ecosistema en función de la abundancia relativa (número de individuos existentes en el área de estudio), la frecuencia relativa (número de veces que una especie aparece respecto al número de sitios muestreados) y la dominancia relativa (ocupación que tienen los individuos, puede ser medida en términos del área basal o cobertura de la copa) de cada una de las especies (Gallina-Tessaro y López-González 2011). El IVI se estima para cada especie sumando estos tres parámetros, permitiéndonos comparar la importancia de cada especie dentro de la comunidad; lo que significaría que, si los valores de IVI de las diferentes especies son similares,

entonces el bosque sería similar en composición, estructura, dinámica y calidad de sitio (Huertas y Benavides 2018).

3. HIPÓTESIS

Hi: Considerando que el hábitat en El Toro se encuentra poco intervenido, la densidad poblacional estimada de *A. miconax* será alta en comparación a otros estudios de densidad de *Aotus* spp.

4. OBJETIVOS

4.1. Objetivo general

- Estimar la densidad poblacional y describir el hábitat del mono nocturno peruano (*A. miconax*) en Yambrasbamba, Región Amazonas.

4.2. Objetivos específicos

- Estimar la densidad poblacional de *A. miconax* en el bosque montano de Yambrasbamba.

- Describir la estructura del hábitat en el área de estudio.

- Determinar si existe una relación entre la abundancia relativa de *A. miconax* y las características estructurales del hábitat por punto de muestreo en el área de estudio.

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1. Área de estudio

El área de estudio es conocido localmente como El Toro (UTM 177149.38E, 9374150.78S). Se ubica a 7 km dirección norte en línea recta desde el Centro Poblado La Esperanza en la Comunidad Campesina de Yambrasbamba, Distrito de Yambrasbamba, Provincia Bongará, Región Amazonas, entre los 1800 y los 2300 msnm (Figura 5). El área corresponde a ~210ha de bosque continuo muy poco intervenido que viene siendo protegido los últimos 15 años de manera no formal. Presenta algunas áreas desboscadas muy dispersas convertidas en zonas agropecuarias denominadas "*invernas*" y zonas cubiertas con vegetación secundaria en recuperación denominadas "*purmas*". El relieve presenta pendientes entre 25% y 100% donde se origina una red de quebradas que forman muchos valles estrechos en los niveles inferiores como producto de la erosión ocasionada por la alta precipitación pluvial.

La zona de vida corresponde al bosque pluvial montano bajo tropical (bp-MBT) (Holdridge y Tosi, 1967) que se ubica a una altitud entre los 1600 y 2600 msnm. La temperatura media anual se encuentra entre los 12°C y los 17ºC. Los regímenes de precipitación total anual oscilan alrededor de los 3915 mm y su nivel de relación de evapotranspiración potencial fluctúa entre 0.125 y 0.25 (Aybar-Camacho y Lavado-Casimiro, 2017). El clima corresponde a muy húmedo (B4) y templado cálido (B'3) propio de ceja de selva (Vargas, 2010). El ecosistema es de Yungas con cobertura forestal de Bosque montano de Yungas; se extiende a través de todo el flanco oriental del macizo andino, ocupando la porción inferior de la Yunga, desde aproximadamente los 1800 metros hasta los 2500 metros de altitud (MINAM, 2018).

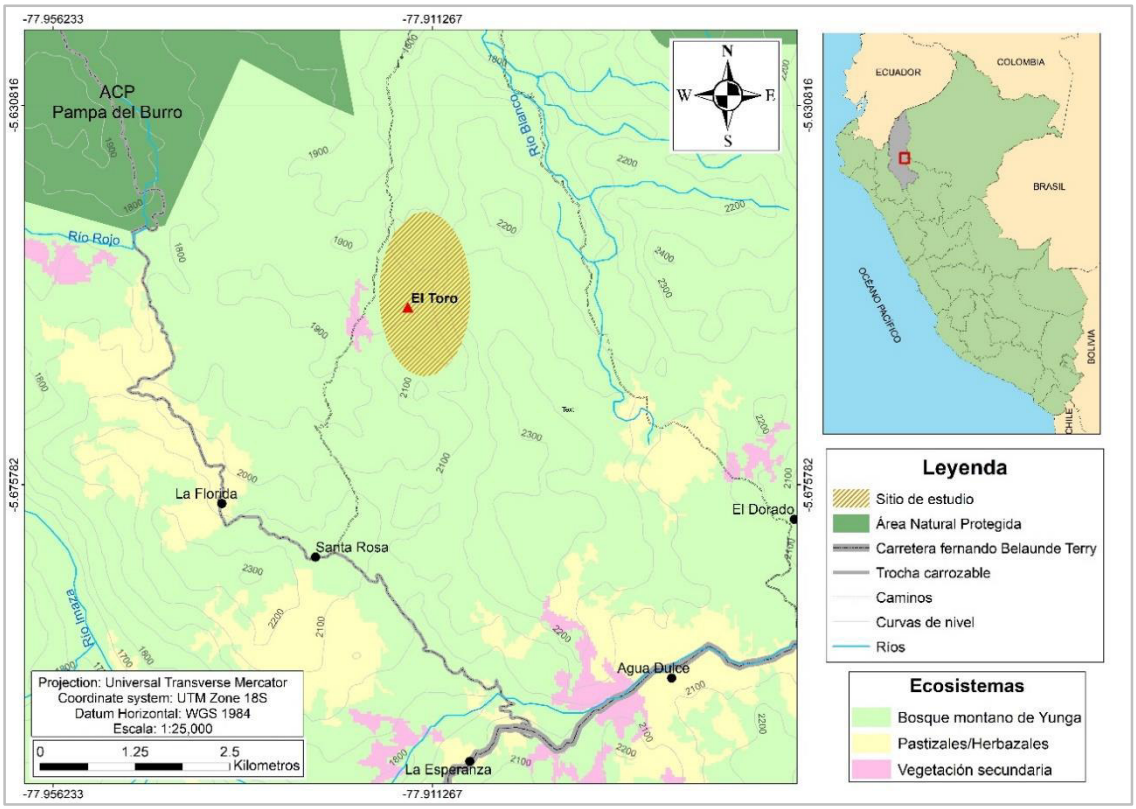


Figura 5. Mapa de ubicación del área de estudio, Distrito de Yambrasbamba, Provincia de Bongará, Región Amazonas, Perú. (Fuente: elaboración propia).

La vegetación es predominantemente arbórea con un sotobosque bastante cerrado. El dosel puede alcanzar 35 metros de altura con árboles de copas amplias y medianas, de buen fuste, redondos y rectos, donde algunos individuos sobrepasan el metro de DAP (MINAM, 2018). En el área de estudio se desarrolla el llamado “bosque de neblina” o “bosque nublado”, caracterizado por la presencia de una cubierta casi permanente de nubes que provoca una frecuente garúa o llovizna (Figura 6). Algunas familias botánicas representativas del área son Myrtaceae, Lauraceae, Melastomataceae, Moraceae, Rubiaceae, Orquidaceae, Solanaceae y Fabaceae (Shanee *et al.*, 2013).

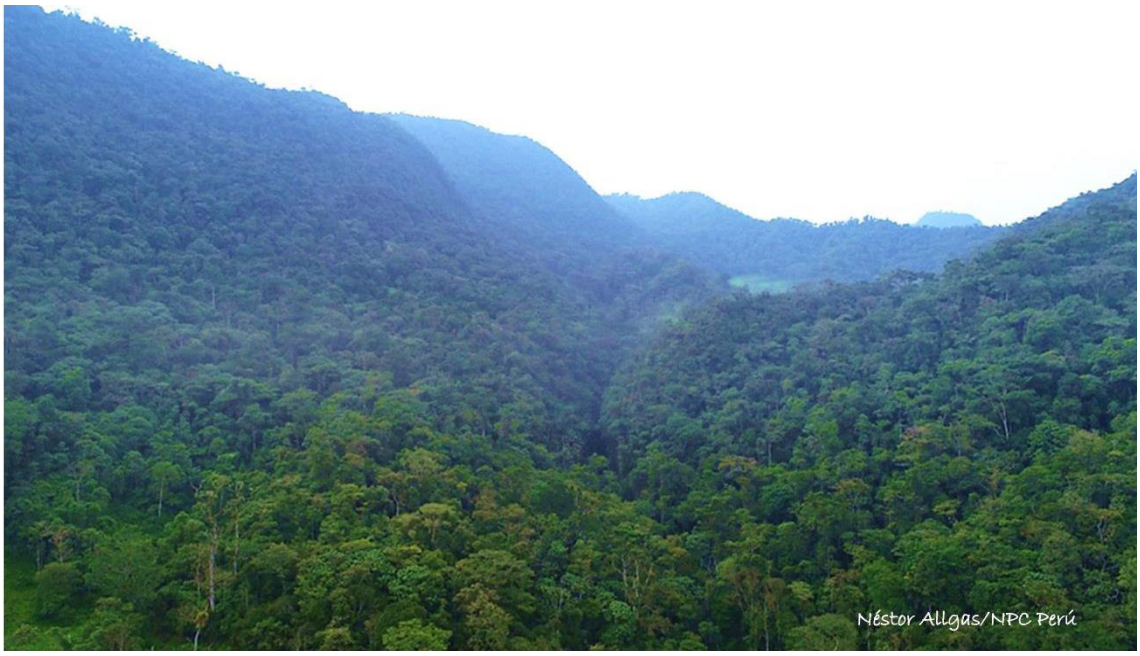


Figura 6. Vista aérea tomada con un dron del área de estudio. (Foto: Néstor Allgas).

5.2. Métodos

5.2.1. Método de muestreo de punto fijo

Para colectar los datos de campo y estimar la densidad poblacional de *A. miconax* se empleó el método de muestreo de punto fijo (Brockelman y Srikosamatara, 1993). Este método ha sido descrito como sencillo para registrar la presencia y estimar la abundancia de primates en áreas boscosas de difícil acceso (Nijman y Menken, 2005). Además, ha sido sugerido como un método más eficiente para el estudio de especies crípticas en comparación con el método de transecto lineal; por lo que puede ser más útil en terrenos montañosos, áreas fragmentadas, de vegetación densa y/o terreno irregular (Bibby *et al.*, 2000; Campbell, 2011). Se ha sugerido también que este método reduce la posibilidad de error causado por el investigador como el ruido producto de su desplazamiento en las noches y el uso de linternas; además de permitir concentrarse mejor en la detección del animal (Bibby *et al.*, 2000).

Los datos fueron tomados durante 7 meses alrededor de los días de luna llena (Tabla 1), ya que es cuando los monos nocturnos muestran mayor actividad (Fernández-Duque, 2011). Los periodos de muestreo diario correspondieron en su mayoría a las horas de mayor actividad entre las 18:30h – 22:00h y las 03:00h – 06:30h; ya que estudios previos demuestran que *Aotus* spp. presenta picos de actividad durante este periodo (Campbell *et al*., 2019; Fernández-Duque y Erkert, 2006; García y Braza, 1987; Shanee *et al*., 2013; Wright, 1985; Wright, 1989). Se instalaron 33 puntos de muestreo (Figura 7, Anexo 2) con una distancia de al menos 150 metros entre sí, de tal manera que se encontraron lo suficientemente separados como para reducir al máximo la posibilidad de registrar el mismo grupo en dos puntos diferentes. Con la ayuda de un guía local se realizaron cinco repeticiones por punto de muestreo con periodos de observación de 20 minutos cada uno para determinar la presencia/ausencia de *A. miconax*. Para reducir la perturbación causada por el investigador al llegar al punto de muestreo, se esperó 5 minutos antes del inicio de cada muestreo de 20 minutos (Campbell, 2011; Campbell *et al*., 2018).

Tabla 1. Periodo de muestreo para el estimado de densidad de *A. miconax* en El Toro.

Punto de muestreo	2019	2020						Total repeticiones por punto
	Diciembre (1 día)	Enero (4 días)	Febrero (4 días)	Marzo (3 días)	Abril (6 días)	Mayo (5 días)	Junio (4 días)	
P001	1	1	3					5
P002	1	1	3					5
P003	1	1	3					5
P004	1	1	3					5
P005	1		4					5
P006		2	3					5
P007		2	3					5
P008		4	1					5
P009		4	1					5
P010		4	1					5
P011		4	1					5
P012		4	1					5
P013		4	1					5
P014				1	2	1	1	5

P015				1	2	1	1	5
P016				1	2	1	1	5
P017				1	2	1	1	5
P018				1	2	1	1	5
P019					2	2	1	5
P020					2	2	1	5
P021					2	2	1	5
P022					2	2	1	5
P023					2	2	1	5
P024					3		2	5
P025				1	3	1		5
P026				1	3	1		5
P027				1	3	1		5
P028				1	3	1		5
P029				1	1	2	1	5
P030				1	1	2	1	5
P031				1	1	2	1	5
P032				1	1	2	1	5
P033				1	1	2	1	5
Total puntos evaluados por mes	**5**	**32**	**28**	**14**	**40**	**29**	**17**	**165**

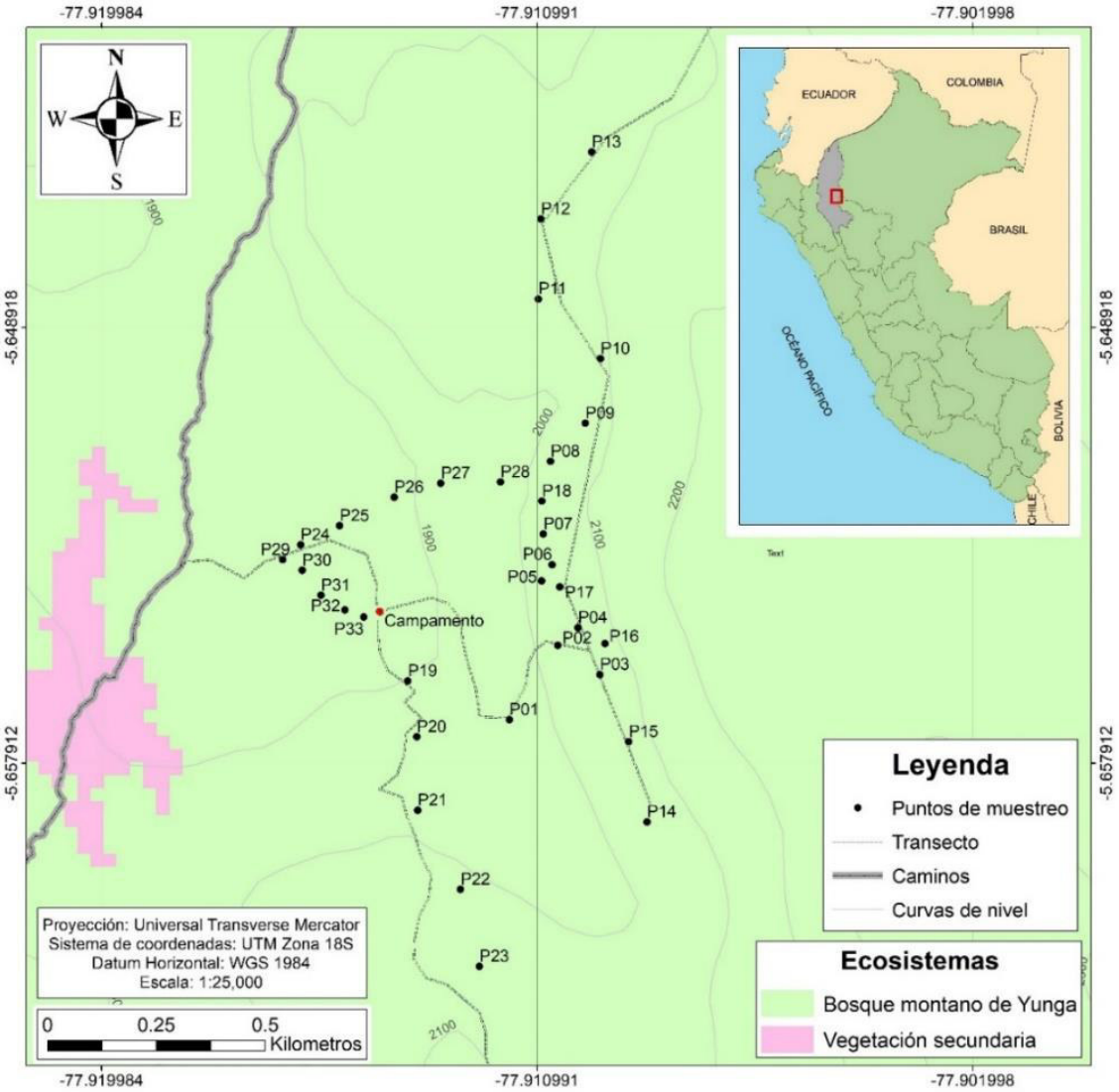


Figura 7. Puntos de muestreo para el estudio de densidad y caracterización de hábitat de *A. miconax* en la localidad de El Toro. (Fuente: elaboración propia).

En cada punto de muestreo se georreferenciaron las coordenadas y la altitud con un GPS. Los registros se hicieron con la ayuda de un guía local con experiencia en la detección de monos nocturnos y en algunas ocasiones con un asistente de campo. Los primeros indicios de la presencia de *A. miconax* fueron las vocalizaciones y el movimiento de ramas por la locomoción. Para observar a *A. miconax* durante la noche se usaron linternas con luz roja para evitar interferir con su comportamiento natural, siendo usadas sólo cuando hubo indicios de su presencia y permaneciendo en silencio y en oscuridad el resto del tiempo. Solo cuando fue muy necesario se usó luz blanca

(por ejemplo, para ver la composición del grupo). Cuando *A. miconax* fue detectado se registró la hora, la dirección en grados sexagesimales (tomando como referencia 0° el norte) y la distancia radial desde el punto de muestreo al centro del grupo registrado (Burnham *et al.*, 1980; Sutherland, 2006). Otros datos registrados fueron el tamaño y composición del grupo e información *ad lib,* como su comportamiento y actividad que realizaba el grupo al momento de la observación (Garcia y Braza, 1993).

5.2.2. Método de cuadrantes por punto de muestreo

Los datos para la descripción del hábitat fueron obtenidos a través del método adaptado de cuadrantes por punto de muestreo (Bullock y Greenwood, 2006; Gentry, 1982), que si bien, no es el mejor método para caracterizar hábitats, resulta muy útil cuando se cuenta con poco tiempo y limitados recursos (Allgas *et al.*, 2017; Shanee *et al.*, 2021). Usando los puntos de muestreo para estimar la densidad poblacional de *A. miconax*, se establecieron cuatro cuadrantes usando una brújula y tomando como referencia los cuatro puntos cardinales. En cada cuadrante, con la ayuda de una cinta métrica de 30m, se midió la distancia desde el punto central (intersección de las líneas imaginarias que dibujan los cuadrantes) al árbol más cercano (DAC) y luego de este a su vecino más cercano hasta completar 2 árboles por cuadrante y 8 árboles por punto de muestreo (Figura 7) (Allgas *et al.*, 2017; Shanee *et al.*, 2021). Solo se registraron los árboles con una circunferencia del tronco a la altura del pecho (CAP) igual o mayor a 30cm (Allgas *et al.*, 2017; Shanee *et al.*, 2021). Para medir el CAP se empleó una varilla de 1.30cm para estandarizar el lugar de medida del tronco y una cinta métrica para medir la circunferencia del tronco (Mostacedo y Fredericksen, 2000).

Otros parámetros descriptivos de cada árbol como la altura total (AA), la altura y amplitud de la copa (AmC y AlC respectivamente) y la altura del tronco o fuste (AT) también fueron registrados en metros con la ayuda de un clinómetro (Mostacedo y

Fredericksen, 2000). También se hizo el conteo total de epífitas vasculares por forofito y de todas las lianas observadas en los árboles muestreados (Acuña, 2012; Revilla y Calderón, 2006). Finalmente, en cada punto de muestreo se registró la pendiente del terreno utilizando un clinómetro. Toda la información de campo fue registrada en hojas de datos estandarizados (Anexo 3).

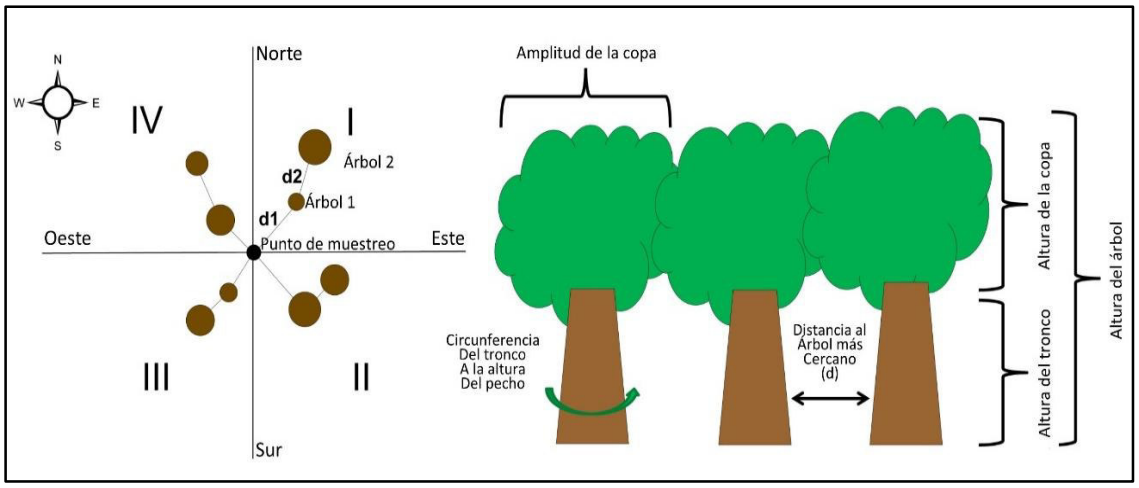


Figura 8. Método adaptado de cuadrantes por punto de muestreo y variables estructurales de hábitat. (Fuente: elaboración propia).

5.2.3. Colecta e identificación de muestras botánicas

Se colectaron tres muestras botánicas de preferencia que presentaran flores, frutos o ambos de cada uno de los árboles registrados por punto de muestreo. A cada muestra se le asignó una etiqueta con un código, el nombre común, la localidad, las coordenadas geográficas, la altitud y la fecha (Villareal *et al.*, 2004). Las muestras botánicas fueron colocadas en sentido haz-envés entre hojas de papel para posteriormente ser apiladas y prensadas. Finalmente, las muestras fueron rociadas con alcohol de 70°, colocadas en bolsas plásticas y selladas herméticamente para su transporte (Sánchez-González y González, 2007). La identificación de los ejemplares fue realizada por un especialista botánico (Anexo 4); no pudiendo ser depositadas en ningún herbario debido a que la colecta se llevó a cabo durante la emergencia sanitaria por el COVID-19.

5.3. Análisis de los datos

5.3.1. Esfuerzo de muestreo y abundancia relativa

El esfuerzo de muestreo para cada punto se estimó multiplicando el número de minutos de cada muestreo por el número de muestreos; y multiplicando éste por el total de puntos muestreados para hallar el esfuerzo de muestreo total. La abundancia relativa para *A. miconax* fue estimada de acuerdo con el número de grupos o individuos registrados por esfuerzo de muestreo para cada punto de muestreo y para el total del área de estudio. Estos resultados se interpolaron mediante el uso de la regla de tres simples para calcular el número de individuos por hora por punto de muestreo y para toda el área de estudio.

5.3.2. Estimado de la densidad poblacional de *A. miconax*

Para estimar la densidad poblacional de *A. miconax* se empleó el programa *Distance* Versión 7.5. Los registros de presencia/ausencia tomados de *A. miconax* fueron subidos a una base de datos de Excel y guardados como archivo delimitado por tabulaciones. La primera columna correspondió al código de cada punto de muestreo; la segunda columna representó el tiempo empleado por cada repetición en cada punto de muestreo (esfuerzo de muestreo); la tercera columna correspondió a la distancia radial entre el punto de muestreo y el grupo detectado en cada repetición; y la cuarta columna correspondió al número de individuos que conformaba un grupo cuando fue detectado. Sólo para algunos casos, cuando la detección fue por vocalización, la columna del número de individuos se completó con el promedio de los grupos que sí lograron ser contados. Cuando un punto de observación tuvo más de una detección, estas fueron registradas tantas veces como detecciones hubo. Cuando no se detectó ningún grupo

durante una repetición, aún se consideró el esfuerzo de muestreo, quedando las celdas de distancia radial y número de individuos vacíos (sin ceros ni líneas).

Se aplicaron seis diferentes modelos teóricos (Tabla 1). Dos de estos modelos, *Uniform – cosine* y *Half Normal – cosine*, se ajustaron mejor a los datos (Anexo 5); siendo estos elegidos para las pruebas de ajuste de los intervalos de frecuencias. El mejor modelo para estimar la densidad de *A. miconax* fue el que presentó menor valor del coeficiente de variación y menor valor del criterio de información de Akaike (AIC) (Thomas *et al.*, 2010; Buckland *et al.*, 2010a; Buckland *et al.*, 2010b). No fue necesario truncar los datos ya que no se encontraron *outliers*.

Tabla 2. Modelos aplicados para definir la función de detección para estimar la densidad poblacional de *A. miconax* con el programa *Distance*.

Función	Término de ajuste	Modelo
Uniform	Cosine	Uniform - Cosine
	Simple polynomial	Uniform – Simple polynomial
Half normal	Cosine	Half normal - Cosine
	Hermite polynomial	Half normal – Hermite polynomial
Hazard rate	Cosine	Hazard rate – Cosine
	Simple polynomial	Hazard rate – Simple polynomial

5.3.3. Caracterización de hábitat

5.3.3.1. Variables de hábitat

Previo al análisis de los datos de caracterización de hábitat, se estimó el diámetro y el área basal del tronco a la altura del pecho (DAP y ABT respectivamente) a partir del registro de la circunferencia del tronco a la altura del pecho “CAP” tomado en campo. El DAP se estimó con la siguiente ecuación:

$$DAP = CAP/\pi$$

donde DAP es el diámetro del tronco a la altura del pecho, CAP es la medida de la circunferencia a la altura del pecho y π es 3.1416 (Estrada, 2007; Mostacedo y Fredericksen, 2000). Hallado el DAP y tomando en cuenta que el DAP = 2r, se calculó el ABT para cada punto de muestreo mediante la siguiente ecuación:

$$ABT = \pi \times (DAP/2)^2$$

donde ABT es el área basal del tronco a la altura del pecho, DAP es el diámetro del tronco a la altura del pecho y π = 3.1416 (Estrada, 2007; Mostacedo y Fredericksen 2000).

Los valores del diámetro y el área basal del tronco a la altura del pecho, junto con las demás variables tomadas en campo para la caracterización del hábitat, fueron analizados con estadística descriptiva usando el programa *IBM SPSS Statistics* versión 22. Se estimaron valores promedio y desviaciones estándar de los registros del diámetro y el área basal del tronco a la altura del pecho, la distancia al árbol más cercano, la amplitud de la copa, la altura de la copa, la altura del árbol, la altura del fuste y los índices de abundancia de lianas y epífitas vasculares por forofito para cada punto de muestreo. Las variables pendiente y altitud no fueron tratadas con estadística descriptiva debido a que fueron valores únicos en cada punto de muestreo. Una vez obtenidos los valores promedio de las variables, se aplicó estadística descriptiva de las variables.

5.3.3.2. Riqueza de especies e índices de diversidad

La riqueza de especies y los índices de diversidad, dominancia y equidad de las especies arbóreas fueron estimados con el programa *Past* versión 4.11 para cada punto

de muestreo y el área de estudio. La diversidad, equidad y dominancia se determinaron mediante los índices de Shannon-Wiener (H'), Simpson (D-1) y Dominancia (D); y el índice de similaridad mediante el índice de Pielou o índice de Equitatividad (J).

5.3.3.3. Índices de valor de importancia

El índice de valor de importancia (IVI) se estimó usando el programa *Microsoft Excel* 2016 MSO a partir de sumar la densidad relativa, la dominancia relativa y la frecuencia relativa de las especies arbóreas registradas en el área de estudio y, posteriormente, dividirlo entre tres (Enríquez- Enríquez *et al.*, 2016; Montoya, 2020). Para estimar la abundancia relativa se empleó la ecuación:

$$AR_i = (A_i/\sum A_i) * 100;\ i = 1, 2, 3, \ldots n$$

donde AR_i es la abundancia relativa de la especie "i" respecto a la abundancia total y A_i es la abundancia absoluta de la especie "i" (N/ha). La dominancia relativa se estimó mediante la ecuación:

$$DR_i = (D_i/\sum D_i) * 100;\ i = 1, 2, 3, \ldots n$$

donde DR_i es la dominancia relativa de la especie "i" respecto a la dominancia total y D_i es la dominancia absoluta de la especie "i" (m^2, ha). La frecuencia relativa se obtuvo con la ecuación:

$$F_i = (fi/N) * 100$$

$$FR_i = (A_i/\sum A_i) * 100;\ i = 1, 2, 3, \ldots n$$

donde F_i es la frecuencia absoluta (porcentaje de presencia en los sitios de muestreo) de la especie "i", f_i es el número de sitios en la que la especie "i" está presente, N es el

número de sitios muestreados y FR_i es la frecuencia relativa de la especie "i" respecto a la frecuencia total y A_i es la frecuencia absoluta de la especie "i" (m^2/ha). Finalmente, el índice de valor de importancia (IVI) se obtuvo mediante la ecuación:

$$IVI = AR_i + DR_i + FR_i$$

donde IVI es el Índice de valor de Importancia, AR_i es la abundancia relativa, DR_i es la dominancia relativa y FR_i es la frecuencia relativa.

5.3.4. Relación entre la abundancia de *A. miconax* y las variables de hábitat

5.3.4.1. Pruebas de normalidad

La abundancia relativa y las variables de hábitat fueron sometidas a una prueba de normalidad. Para este estudio se aplicó la prueba de Shapiro-Wilk ya que se ha sugerido como una de las más potentes para contrastar la normalidad para conjuntos muestrales relativamente bajos ($n<50$) (Novales, 2010; Razali y Wah, 2011; Zar, 2010). Según esta prueba, la hipótesis nula es rechazada si el valor de probabilidad *p* es menor que el valor de significancia α (para este estudio $\alpha = 0.05$); es decir, si el valor de probabilidad *p* es mayor o igual que el valor de significancia α ($p \geq 0.05$), se asume que la muestra viene de una población con distribución normal (Flores-Tapia y Flores-Cevallos, 2021).

5.3.4.2. Pruebas de correlación

Se realizaron pruebas de correlación para estudiar la relación monotónica entre la abundancia y las variables de hábitat. Como los datos resultaron ser no paramétricos (ver título 6.4.4.), se realizó la prueba de Rho de Spearman, donde se calculó el coeficiente de correlación r_s, que es la media de asociación lineal que permite determinar

la dependencia o la independencia de dos variables, así como, el grado de asociación entre ellas (Pérez-Tejada y Medina-Sandoval, 2000). Esta prueba estadística indica que cuando el p-valor es menor a 0.05 ($p < 0.05$), se concluye que la correlación es significativa y que, por tanto, ambas variables mantienen una relación de dependencia. El coeficiente de correlación de Spearman se puntúa del -1.0 al +1.0, siendo los valores con números más altos indicativos de fuertes correlaciones y los valores más cercanos a 0, de correlaciones débiles. El signo del coeficiente hace referencia a si la correlación es positiva (si una variable aumenta, la otra también) o negativa (si una variable aumenta, la otra disminuye). Cuando el valor es 0.0, indica que no existe correlación (Anderson *et al.*, 1999). De los índices de diversidad, sólo se correlacionó el índice de Shannon-Wiener debido a que es uno de los más usados y a que la amplitud de los valores hallados posiblemente pueda explicar mejor la correlación.

6. RESULTADOS

6.1. Esfuerzo de muestreo

Se acumuló un total de 3300 minutos de observación en campo (55 horas) durante 40 noches (Tabla 3). Tiempo adicional fue requerido para ir y volver desde y hacia el campamento hasta el punto de muestreo más cercano y entre los puntos de muestreo; así como cinco minutos fueron usados previos al tiempo de muestreo, no tomándose en cuenta esta información para ningún análisis.

6.2. Abundancia relativa de *A. miconax*

Se registraron un total de 82 individuos distribuidos en 30 grupos. La abundancia relativa de *A. miconax* fue de 1.48 ind/hora y 0.91 grupos/hora (Tabla 4). Los puntos P04, P01 y P24 fueron los que registraron mayor abundancia con 6.6 ind/hora, 6.0 ind/hora y 5.2

ind/hora, respectivamente. En 14 puntos de muestreo no se obtuvieron registros; mientras que, en los puntos de muestreo donde si hubo registros, el rango de registros por punto de muestreo vario entre 1 y 3 grupos y entre 2 y 11 individuos.

Tabla 3. Esfuerzo de muestreo y abundancia relativa de *A. miconax* por punto de muestreo en la localidad de El Toro (Distancia promedio de detección = 12.23m).

Punto	Muestreo	Tiempo muestreo (min)	Esfuerzo muestreo (min)	Grupos detectados	Individuos detectados	Abundancia (grupos/hora)	Abundancia (ind/hora)
P01	5	20	100	3	10	1.8	6.0
P02	5	20	100	0	0	0.0	0.0
P03	5	20	100	0	0	0.0	0.0
P04	5	20	100	3	11	1.8	6.6
P05	5	20	100	0	0	0.0	0.0
P06	5	20	100	1	3	0.6	1.8
P07	5	20	100	1	2	0.6	1.2
P08	5	20	100	0	0	0.0	0.0
P09	5	20	100	0	0	0.0	0.0
P10	5	20	100	0	0	0.0	0.0
P11	5	20	100	1	2	0.6	1.2
P12	5	20	100	2	5.72*	1.2	3.42
P13	5	20	100	0	0	0.0	0.0
P14	5	20	100	2	5	1.2	3.0
P15	5	20	100	0	0	0.0	0.0
P16	5	20	100	1	3	0.6	1.8
P17	5	20	100	1	2	0.6	1.2
P18	5	20	100	0	0	0.0	0.0
P19	5	20	100	0	0	0.0	0.0
P20	5	20	100	1	2.7*	0.6	1.62
P21	5	20	100	1	2.7*	0.6	1.62
P22	5	20	100	1	2	0.6	1.2
P23	5	20	100	2	4.72*	1.2	2.82
P24	5	20	100	3	8.72*	1.8	5.2
P25	5	20	100	0	0	0.0	0.0
P26	5	20	100	2	4.72*	1.2	2.8
P27	5	20	100	0	0	0.0	0.0
P28	5	20	100	0	0	0.0	0.0
P29	5	20	100	1	3	0.6	1.8
P30	5	20	100	2	4.72*	1.2	2.8
P31	5	20	100	0	0	0.0	0.0
P32	5	20	100	1	2.72*	0.6	1.6

P33	5	20	100	1	2	0.6	1.2
TOTAL	**165**	**660**	**3300**	**30**	**82**	**0.55**	**1.48**

* El tamaño de uno de los grupos fue completado con el tamaño promedio de grupo (N = 2.72) estimado a partir de los grupos que sí pudieron ser contados.

Tabla 4. Abundancia relativa de *A. miconax* en la localidad de El Toro.

Unidades	Abundancia estimada	Desviación estándar
Individuos/hora	1.48	±1.80
Grupos/hora	0.55	±0.59

6.3. Densidad de *A. miconax* con *Distance*

Se obtuvieron 30 detecciones de *A. miconax*, de los cuales solo fue posible determinar el número de individuos que conformaba cada grupo en 22 ocasiones con 60 individuos en total. Ocho grupos se completaron con el número promedio de individuos de los grupos que sí pudieron ser contados. El tamaño de grupo fue estimado en 2.72 ±0.11 individuos con un rango de grupo de 2 – 4 individuos. El modelo que mejor definió la función de detección fue el modelo Uniforme con serie de expansión coseno con ajuste de diez intervalos (Anexo 6). La densidad poblacional de *A. miconax* en El Toro se estimó en 29.41 individuos/km^2 y 10.81 grupos/km^2 con coeficientes de variación del 20.00% y 19.63%, respectivamente (Tabla 5). El radio de detección efectivo fue de 16.36m. La varianza de la densidad estuvo influenciada por la tasa de encuentro en 90.6% (relación entre el número de registros y el número de repeticiones por punto de conteo), por la probabilidad de detección en 5.4% (asociada a las distancias radiales) y por el tamaño de grupo en 4.0% (variación de números de individuos por grupo).

Tabla 5. Densidad poblacional estimada para *A. miconax* en la localidad de El Toro.

Unidades	Densidad estimada	Desviación estándar	Intervalo de confianza (95%)	Coeficiente de variación	AIC
Individuos/km^2	29.4	±4.48	19.9 - 43.5	20.0%	131.29
Grupos/km^2	10.8	±4.43	7.8 – 15.9	19.6%	131.29

6.4. Características del hábitat

Se registraron un total de 264 árboles en 33 puntos de muestreo con circunferencia del tronco a la altura del pecho ≥ 30cm. El diámetro y el área basal del tronco a la altura del pecho promedio fue de 28.10cm (±9.33) y 686.37cm^2 (±532.10), respectivamente; la distancia promedio al árbol más cercano fue de 3.11m (±0.91), la amplitud de la copa promedio de 3.50m (±0.84), la altura de la copa promedio de 6.51m (±1.70), la altura promedio de los árboles de 18.53m (± 3.18) y la altura del fuste promedio de 12.02m (±3.72). Los índices de abundancia promedio de lianas y epífitas fueron de 3.77 ind/forofito (±1.23) y 14.20 ind/forofito (±4.68), respectivamente. La pendiente del terreno promedio fue de 50.18° (±19.92) y la altura promedio de los puntos de muestreo fue de 1976.61msnm (±76.93). Valores promedio y desviaciones estándar de las variables del hábitat para cada punto de muestreo se pueden observar en el Anexo 7.

La mayoría de especies arbóreas censadas tuvieron un DAP entre 9.5cm y 40.0cm; siendo las especies con mayor DAP *Ficus mutisii*, *Ficus santanderana*, *Ficus macbridei*, *Magnolia enepeceana* y *Ocotea aff. aurantiodora* (Figura 9). Con respecto a la altura de los árboles, la mayoría de especies se encontró en un rango entre 9.0m y 25.0m de altura. Especies como *Ficus santanderana*, *Heliocarpus americanus*, *Nectandra olida*, *Pourouma montana*, *Magnolia enepeceana*, *Ficus macbridei* y *Protium* sp. superaron los 30m de altura (Figura 10). Con respecto a la amplitud de la copa, la mayoría de especies tubo una amplitud entre 1.0m y 7.0m; siendo *Ficus santanderana*, *Miconia punctata*, *Magnolia enepeceana, Aiouea montana*, *Guettarda hirsuta* y *Ficus macbridei* las especies con mayor amplitud de la copa alcanzando hasta 20 metros (Figura 11).

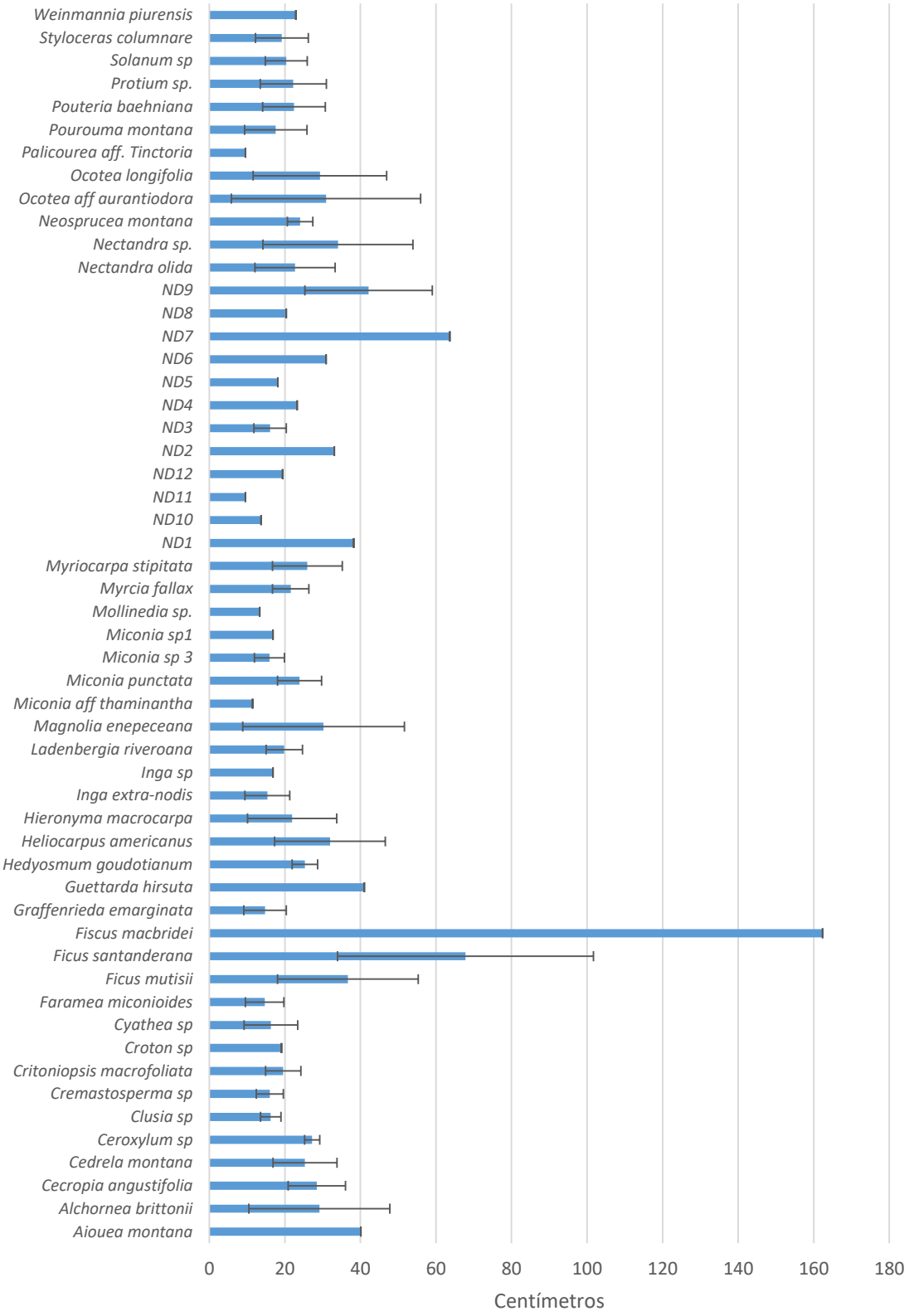


Figura 9. Variación de los promedios y desviación estándar de los diámetros del tronco a la altura del pecho (DAP) de las especies arbóreas registradas en El Toro (N = 264). (Fuente: elaboración propia).

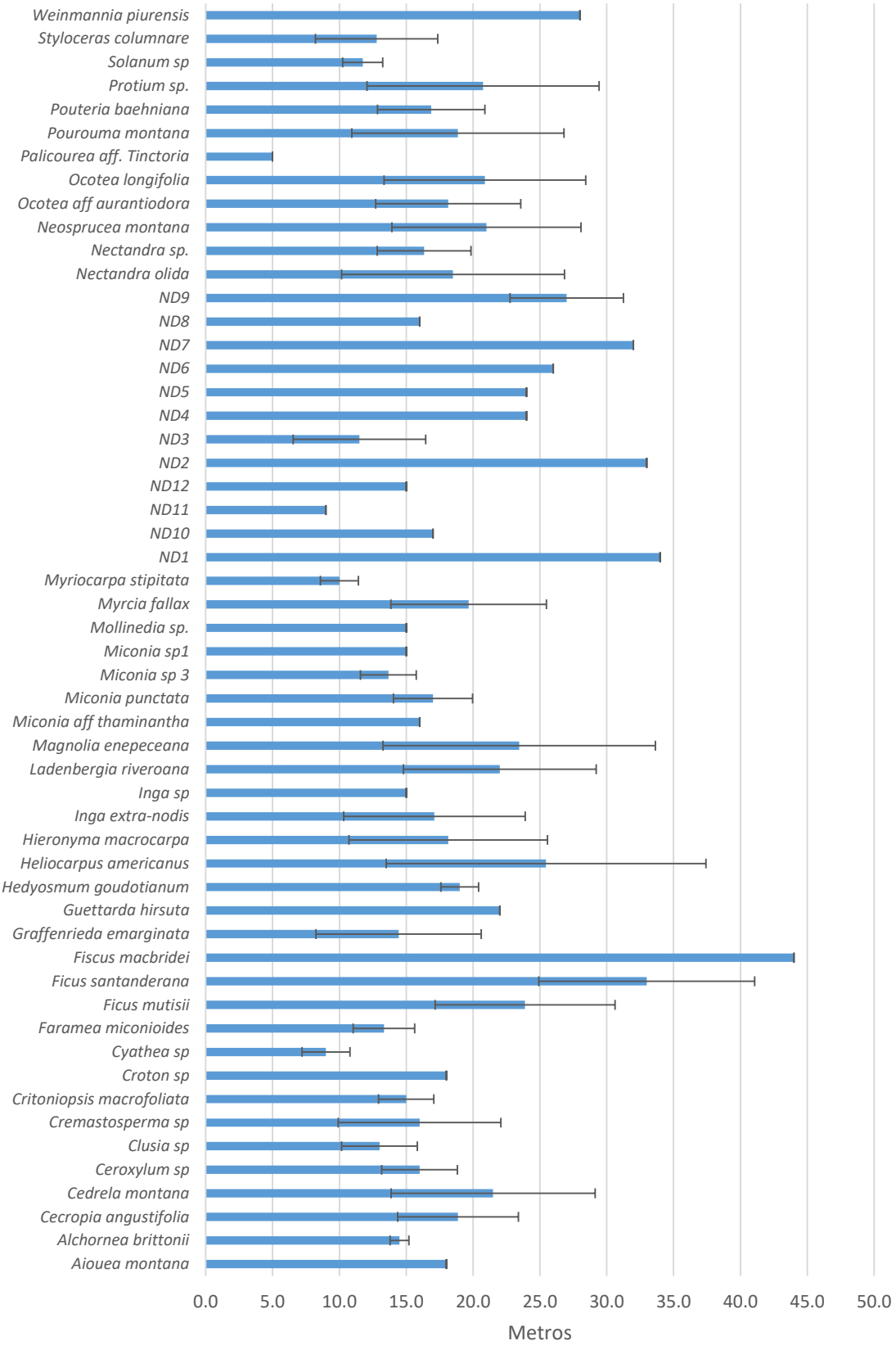


Figura 10. Variación de los promedios y desviación estándar de la altura de las especies arbóreas registradas en El Toro (N = 264). (Fuente: elaboración propia).

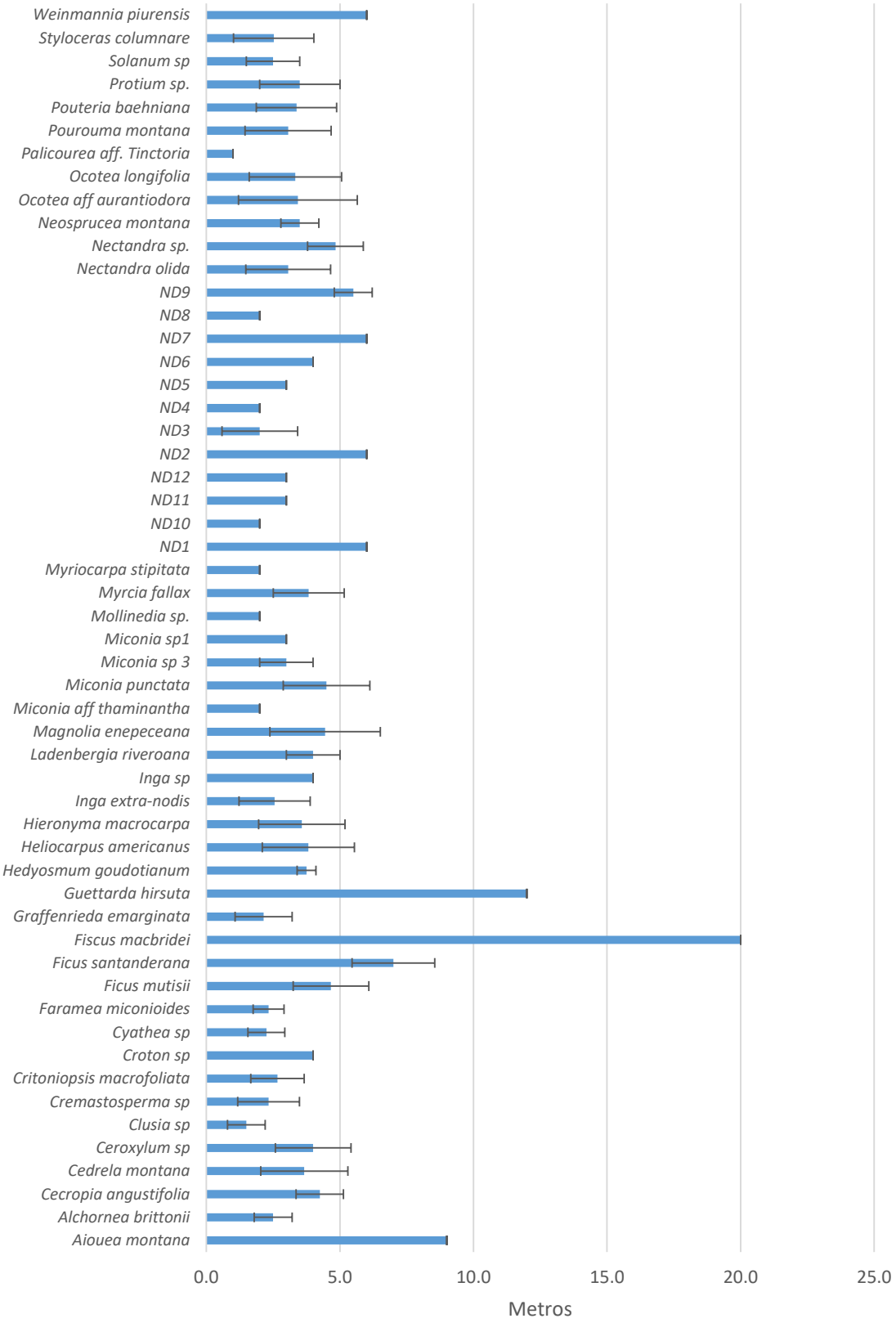


Figura 11. Variación de los promedios y desviación estándar de la amplitud de la copa de las especies arbóreas registradas en El Toro (N = 264). (Fuente: elaboración propia).

6.4.1. Riqueza de especies

Se identificaron un total de 54 taxones sólo de especies arbóreas, de las cuales 30 pudieron ser determinadas hasta especie, 12 hasta género y 12 no pudieron ser determinadas. Las epífitas y lianas no fueron colectadas y por tanto no fueron identificadas; usando solo información cuantitativa por forofito. Las 42 taxas donde se conoció la especie o género estuvieron distribuidas en 25 familias y 17 órdenes (Anexo 8). Las especies más representativas fueron *Nectandra olida* (40 individuos), *Styloceras columnare* (23 individuos) y *Heliocarpus americanus* (11 individuos), las cuales representaron el 15.2%, 8.7% y 4.2%, respectivamente del total de taxas (Figura 12). Los órdenes más representativos fueron Laurales, Myrtales y Rosales, con 6 familias cada una, seguida del orden Malpighiales y Gentianales con 5 y 4 familias, respectivamente (Figura 13). Las familias más representativas fueron Lauraceae y Melastomataceae con 5 especies (20%) cada una, seguida de la familia Rubiaceae con 4 especies (16%) y las familias Moraceae y Urticaceae con 3 especies (12%) cada una (Figura 14).

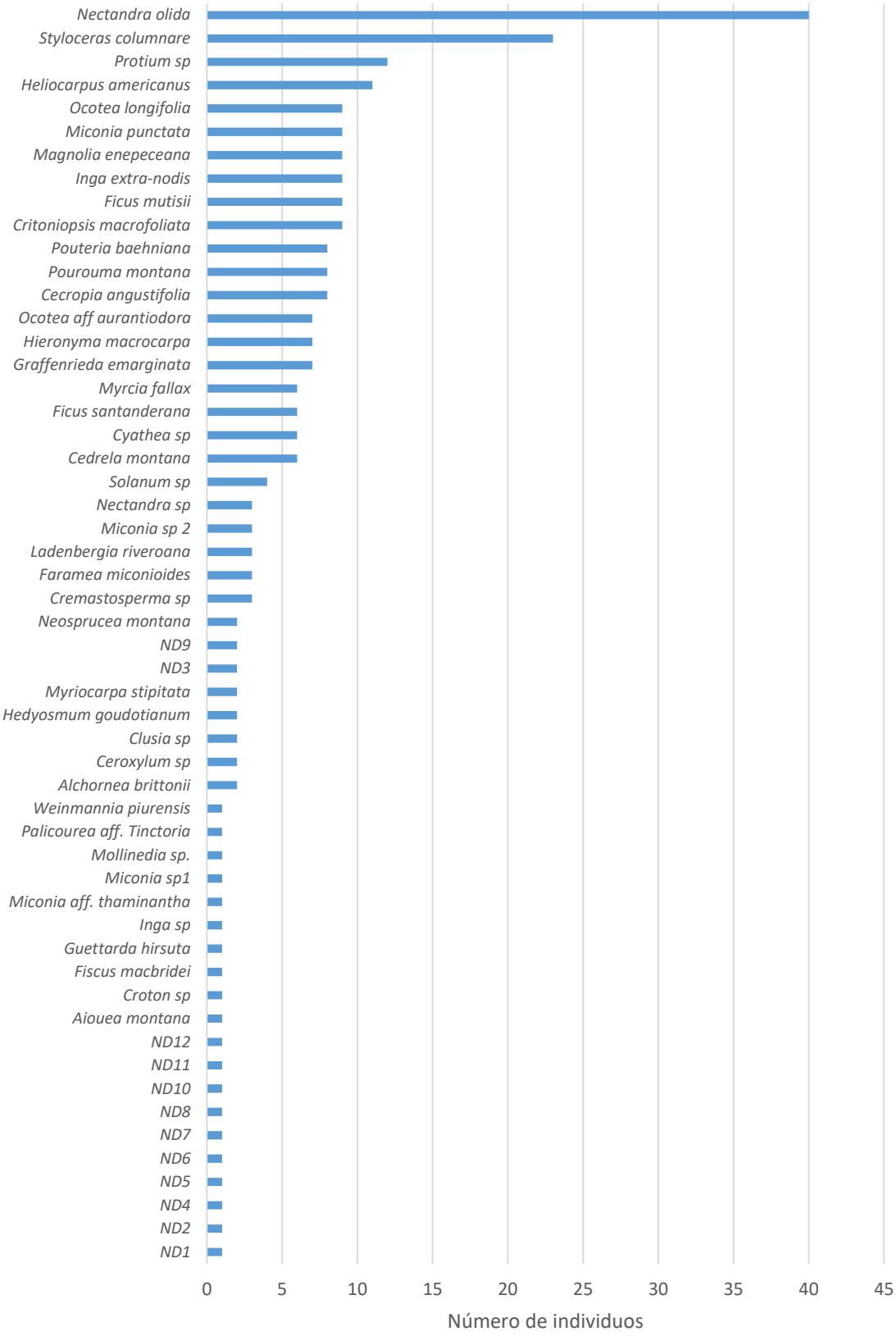


Figura 12. Número de individuos por especie arbórea registrados en El Toro. (Fuente: elaboración propia).

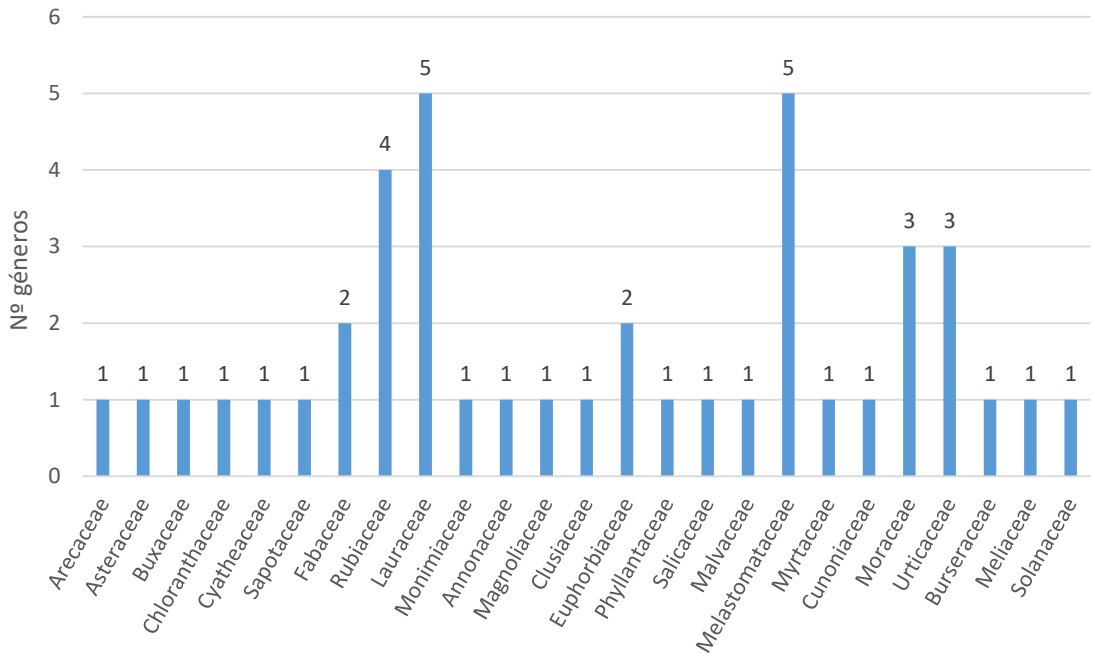


Figura 13. Riqueza de géneros por familia de las especies arbóreas registradas en El Toro. (Fuente: elaboración propia).

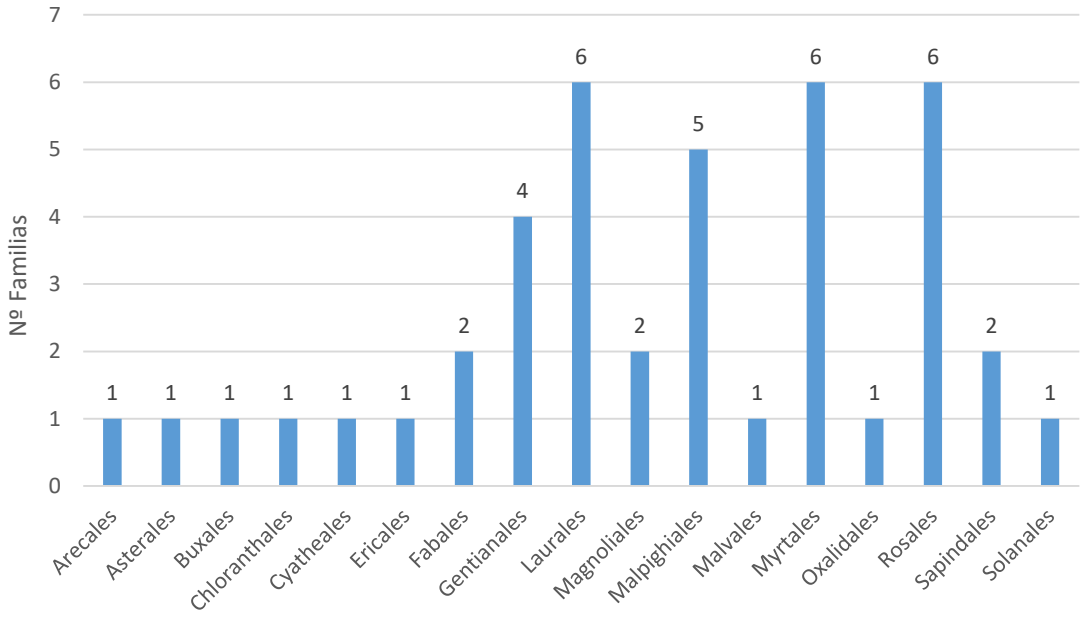


Figura 14. Riqueza de familias por orden de las especies arbóreas registradas en El Toro. (Fuente: elaboración propia).

6.4.2. Índices de diversidad

Los resultados indicaron una diversidad alta de especies arbóreas y una dominancia baja. Para el índice de diversidad de Shannon-Wiener se obtuvo un valor de 3.55, el valor del índice de Simpson fue de 0.954 y para Margalef un valor de 9.505. El índice de Dominancia fue bajo, con un valor de 0.046; mientras que el índice de equitatividad de *Pielou* arrojó un valor de 0.890 (Tabla 9). Los índices de diversidad por punto de muestreo se muestran en el Anexo 9.

Tabla 6. Índices de diversidad, dominancia y equitatividad.

Índice	Valores	Intervalo de confianza 95%
Shannon (H')	3.550	3.389 - 3.624
Simpson (1-D)	0.954	0.940 - 0.962
Dominancia (D)	0.046	0.038 - 0.060
Margalef (D_{mg})	9.505	8.250 - 9.505
Equitability (J)	0.890	0.866 - 0.917

6.4.3. Índice de valor de importancia (IVI)

Las especies con mayor IVI registradas en El Toro fueron el roble blanco (*Nectandra olida*, 12.28%), higuerón cañonazo (*Ficus santanderana*, 6.59%), naranjillo (*Styloceras columnare*, 5.99%), balsa (*Heliocarpus americanus*, 4.51%), higuerón colores (*Ficus mutisii*, 4.32%), higuerón carachoso (*Magnolia enepeceana*, 4.22%) y el higuerón bolo (*Ficus macbridei*, 4.10%). Las demás especies registradas en el área de estudio tuvieron un IVI en el rango de 0.31% y 3.66% (Anexo 10).

6.5. Pruebas de correlación

6.5.1. Estadística descriptiva y pruebas de normalidad

Solo algunas variables como la amplitud de la copa, la altura de la copa, la abundancia de epífitas y el índice de Shannon mostraron una distribución normal (Shapiro-Wilk > 0.05); mientras que la abundancia relativa de *A. miconax*, el diámetro y el área basal del tronco a la altura del pecho, distancia al árbol más cercano, altura del árbol, altura del tronco, abundancia de lianas, pendiente del terreno y la altitud, no presentaron una distribución normal (Tabla 10) (Shapiro-Wilk < 0.05).

Tabla 7. Estadística descriptiva de la abundancia relativa de *A. miconax* y variables estructurales de hábitat, y pruebas de normalidad Shapiro-Wilk (n = 33, α = 0.05).

Variable	Media	SD	Valores mín-máx	Shapiro-Wilk	
				gl	*p*
Abundancia relativa (ind/hora)	1.48	1.80	0.0 – 6.6	33	$p < 0.01$
Diámetro tronco altura pecho (cm)	28.10	9.33	17.15-60.59	33	$p < 0.01$
Área basal del tronco (m^2)	0.69	0.53	0.02 – 0.29	33	$p < 0.01$
Distancia árbol más cercano (m)	3.11	0.91	2.0 – 6.06	33	$p < 0.01$
Amplitud de la copa (m)	3.50	0.84	2.13 – 5.25	33	0.528
Altura de la copa (m)	6.51	1.70	4.01 – 10.25	33	0.141
Altura del árbol (m)	18.53	3.18	12.75 – 30.63	33	0.017
Altura del tronco (m)	12.02	3.72	7.13 – 21.88	33	0.018
Lianas (ind/forofito)	3.77	1.23	0.63 – 5.38	33	0.013
Epífitas (ind/forofito)	14.20	4.68	7.25 – 25.00	33	0.381
Índice de Shannon (bits/individuo)	1.97*	0.38	0.86 – 2.52	33	0.050
Pendiente (°)	50.18	19.92	5 – 78	33	0.064
Altitud (msnm)	1975.61	76.93	1851 – 2095	33	0.049

* Indica el valor promedio de los Índices de Shannon de todos los puntos de muestreo.

6.5.2. Relación entre la abundancia relativa de *A. miconax* y las variables estructurales del hábitat

Para el análisis de correlación se aplicó el coeficiente de correlación Rho de Spearman (r_s) debido a que algunas variables de hábitat no presentaron una distribución normal (Tabla 11). En ninguno de los casos se encontró correlaciones significativas entre la abundancia relativa de *A. miconax* y las variables estructurales de hábitat.

Tabla 8. Valores del coeficiente de correlación Rho de Spearman (rs) entre las variables de la abundancia relativa de *A. miconax* y las variables de hábitat (N = 33, α = 0.05).

	DAP	ABT	DAC	AmC	AlC	AA	AT	Lianas	Epífitas	Shannon	Pendiente	Altitud
r_s	-179	-0.181	0.125	-0.151	-0.241	-0.239	-0.104	-0.112	-0.064	0.240	-0.280	-0.106
p	0.320	0.313	0.487	0.402	0.177	0.181	0.566	0.535	0.725	0.179	0.115	0.558

DAP = Diámetro del tronco a la altura del pecho, ABT = área basal del tronco, DAC = distancia al árbol más cercano, AmC = amplitud de la copa, AlC = altura de la copa, AA = altura del árbol, AT = altura del tronco.

7. DISCUSIÓN

7.1. Densidad poblacional de *A. miconax*

La densidad poblacional estimada para *A. miconax* en El Toro de 10.8 grupos/km^2 fue similar a lo obtenido para la misma especie por Aquino *et al.*, (2018) en bosques de baja y alta perturbación en Los Chilchos, Amazonas, con 9.8 grupos/km^2. Estimaciones de densidad poblacional hallados para el género *Aotus* muestran cierta diferencia (Anexo 11); con algunos resultados atípicos muy altos hallados para *A.* cf *lemurinus* (52,4 grupos/km^2) en un estudio realizado en fragmentos aislados de bosque en El Cauca, Colombia, y para *A. a. boliviensis* (68,9 grupos/km^2) en El Beni, Bolivia, a partir de numerosos muestreos en un fragmento de bosque de 0.33ha con un solo grupo (Hirche *et al.*, 2017; García y Braza, 1989) y muy bajos para *A. griseimembra* (0,5 grupos/km^2)

en Colombia, como resultado de un estudio realizado durante el día en fragmentos de bosque con una cantidad muy baja de detecciones (Green, 1978). Fuera de estos resultados, todos los demás valores de densidad de grupos se encuentran entre 2.0 grupos/km^2 para *A. a. azarae* en Argentina y 20.0 grupos/km^2 para *A. lemurinus* en el Santuario de vida silvestre Otún Quimbaya, Colombia (Brown y Zunino, 1994; Florez *et al.*, 2022); y de densidad de individuos entre 6 individuos/km^2 para *A. a. azarae* en Argentina y 50 individuos/km^2 para *A. nigriceps* en Madre de Dios, Perú (Brown y Zunino, 1994; Helenbrook *et al.*, 2020).

Sin tener en cuenta resultados que pueden ser considerados atípicos, los rangos que concentran la mayor cantidad de resultados de densidad poblacional de las especies de *Aotus* (~50.0%), considerando los resultados de todos los estudios de densidad llevados a cabo en monos nocturnos, se encuentran en un rango de entre 5.5 grupos/km^2 y 10.3 grupos/km^2 y 14.4 individuos/km^2 y 30.5 individuos/km^2 (Anexo 12). La densidad poblacional estimada de *A. miconax* en El Toro se encuentra ligeramente por encima del rango de grupos (10.8 grupos/km^2) y dentro del rango de densidad de individuos (29.4 individuos/km^2); encontrándose además ambos valores de densidad por encima de las medias y medianas, lo cual sugiere que son relativamente altas (Aquino *et al.*, 2013; Aquino y Encarnación, 1986; Aquino y Encarnación, 1988; Aquino *et al.*, 2014; Arditi y Placci, 1990; Brown y Zunino, 1994; Fernández-Duque *et al.*, 2001; Helenbrook *et al.*, 2020; Ique y Delgado, 2016; Juárez, 2012; Maldonado y Peck, 2014; Peres, 1988; Rathbun y Gache, 1980; Roncancio-Duque *et al.*, 2019; Rumiz y Herrera, 2000; Stallings *et al.*, 1989; Svensson *et al.*, 2010; Wright, 1985; Zunino *et al.*, 1985). Estos rangos podrían usarse como referencia para futuros estudios de densidad poblacional de monos nocturnos.

Estimaciones de densidad para monos nocturnos de altura (>1000 msnm), con hábitats similares a los de *A. miconax*, fueron estimados en dos ocasiones para *A. lemurinus* en

el valle del Cauca y en el Santuario de vida silvestre Otún Quimbaya, ambos en Colombia, con 52,4 grupos/ km^2 y 20.0 grupos/ km^2, respectivamente (Florez *et al.*, 2022; Hirche *et al.*, 2017); con valores muy por encima de los hallados en El Toro para *A. miconax*. Valores tan altos de densidad podrían explicarse por la inclusión en el análisis de individuos flotantes como grupos, por el empleo de diferentes métodos de estudio, por errores cometidos a la hora de tomar los datos en campo o durante el análisis de los datos o pueden estar relacionados al sitio de estudio (Allgas *et al.*, 2023; Fernández-Duque, 2011). Altos valores de densidad podrían estar relacionados a hábitats fragmentados, ya que estos pueden albergar grandes poblaciones debido a la dificultad de dispersión y al hacinamiento (Ramos-Fernández y Wallace, 2008). Sin embargo, estos valores podrían ser temporales debido a que la falta de conectividad y las condiciones de aislamiento, disminuyen la dinámica poblacional y promueven los procesos de endogamia a mediano plazo, lo cual acelera la extinción de las poblaciones a nivel local (Gonçalves *et al.*, 2009; Shanee y Shanee, 2011). Estas extinciones pueden afectar primero a otras especies de primates menos tolerantes y permitir que especies más flexibles, como *Aotus,* prosperen debido a la falta de competencia interespecífica; aunque, como ya se mencionó, esta prosperidad puede ser temporal, llevándolos a la extinción local en el futuro (Hirche *et al.*, 2017).

El tamaño de grupo promedio (N) y el rango del número de individuos por grupo registrados en El Toro (N = 2.7 individuos, Rango = 2-4 individuos), fue similar a los hallados en otros estudios de *A. miconax* (Aquino *et al.*, 2018; Butchart *et al.*, 1995a; Cornejo *et al.*, 2008), pero inferior a lo hallado por Shanee *et al.*, (2013) quienes observaron un grupo de 6 individuos en un fragmento de bosque; aunque esto podría ser producto del aislamiento y la falta de dispersión. En general, el tamaño de grupo promedio de *A. miconax* hallado en El Toro, se encuentra dentro del rango de tamaños de grupos promedio (N = 1.9 - 4.5) hallados para otras especies de monos nocturnos (Aquino *et al.*, 2013; Aquino y Encarnación, 1986; Aquino y Encarnación, 1988; Aquino

et al., 2014; Arditi y Placci, 1990; Brown y Zunino, 1994; Fernandez-Duque *et al.*, 2001; Helenbrook *et al.*, 2020; Ique y Delgado, 2016; Juárez, 2012; Maldonado y Peck, 2014; Peres, 1988; Rathbun y Gache, 1980; Roncancio-Duque *et al.*, 2019; Rumiz y Herrera, 2000; Stallings *et al.*, 1989; Svensson *et al.*, 2010; Wright, 1985; Zunino *et al.*, 1985).

El factor que más afectó la varianza de la densidad de *A. miconax* en El Toro fue la tasa de encuentro (90.6%), lo cual resulta evidente ya que mientras en algunos puntos de muestreo se registraron hasta 3 grupos, en 14 puntos no hubo registros. Estas variaciones en los registros entre los puntos de muestreo podrían deberse a diversos factores. Un bosque denso y poco perturbado podría explicar la falta de avistamientos de *A. miconax* ya que estas características suelen reducir la visibilidad (Svensson *et al.*, 2010). Otros factores que pueden afectar las tasas de encuentro puede ser el relieve montañoso y la pendiente variable (Bibby *et al.*, 2000; Florez *et al.*, 2022). También es posible que ciertas características propias de la especie como sus hábitos nocturnos y su naturaleza críptica (dos Santos *et al.*, 2021; Fernández-Duque, 2011; Montilla *et al.*, 2021; Shanee y Shanee, 2018), algunos factores ambientales como la temperatura, la humedad, la presencia de niebla y lluvias e incluso errores del investigador al momento de las evaluaciones podrían haber afectado las tasas de encuentro (Campbell *et al.*, 2019; Doolan, 2018).

Es posible que las características del hábitat y factores intrínsecos de la especie expliquen mejor la variabilidad en las tasas de encuentro de *A. miconax* en El Toro, ya que no se realizaron muestreos en condiciones ambientales desfavorables y los errores del investigador fueron tomados en cuenta y minimizados a la hora del muestreo (Bibby *et al.*, 2000; Buckland *et al.*, 2004; Buckland *et al.*, 2005). Además, los muestreos se realizaron en y alrededor de noches de luna llena, cuando la probabilidad de detección es mayor debido a su tendencia de aumentar su actividad durante esas noches y por el incremento de la luz ambiental (Fernández-Duque, 2011).

7.2. Caracterización de hábitat

El bosque de El Toro presenta un sotobosque y dosel denso, propios de bosques de neblina (MINAM, 2018), con especies forestales de valor comercial y con presencia de especies endémicas y con particulares requerimientos de hábitat como el mono choro de cola amarilla (*Lagothrix flavicauda*) y la Lechucita bigotona (*Xenoglaux loweryi*) (Alarcón *et al*., 2016; Alarcón, 2019; Shanee y Shanee, 2014; 2015; Shanee, 2016). No presenta perturbación antrópica en, al menos, los últimos 16 años ya que está siendo manejado para la conservación de manera no formal (Shanee y Shanee, 2014; 2015), por lo que puede ser considerado como un hábitat de buena calidad.

La mayoría de especies arbóreas en El Toro presenta un DAP menor a 100cm, altura menor a 25m y amplitud de la copa menor a 7m; siendo solo algunas especies como *Ficus santanderana*, *Ficus macbridei*, *Heliocarpus americanus*, *Nectandra olida*, *Pourouma montana* y *Magnolia enepeceana* las que logran superar el metro de diámetro, los 30m de altura y los 10m de amplitud de la copa; características que se circunscriben para el ecosistema de Yungas con cobertura forestal de Bosque montano de Yungas (MINAM, 2018a, b; 2019). El terreno es de fuerte pendiente de laderas pronunciadas con un promedio de 50.18° y una alta presencia de epífitas (14.20 ind/forofito), entre bromelias, orquídeas y helechos, y lianas (3.77 ind/forofito), características propias de bosques de neblina sobre los 2000msnm (MINAM, 2018a, b, 2019). Especies arbóreas registradas en El Toro pertenecientes a los géneros *Ficus* spp., *Podocarpus* spp., *Ocotea* spp., *Nectandra* spp., *Ceroxylum* spp., *Cedrela* spp., *Weinmannia* spp., *Protium* spp., *Inga* spp., y *Cyathea* spp., han sido también descritas como característicos de bosques montanos de Yungas (MINAM, 2018a, b, 2019).

La densidad de *A. miconax* en El Toro fue de 10.8 grupos/km^2 y el DAP promedio fue de 28.10cm (±9.33); sin embargo, diferentes estudios muestran diferentes valores de DAP

y densidad. Estudios llevados a cabo en Colombia para *A. lemurinus*, en hábitats similares a El Toro, pero con diferentes grados de intervención, encontraron valores de DAP de 18.07cm (± 8.83) y densidad de 20.0 grupos/km^2 en Otún Quimbayá (Florez *et al.*, 2022) y 99.45cm (± 67.73) y densidad de 52.4 grupos/km^2 en El Valle del Cauca (Hirche *et al.*, 2017); mientras que, un estudio para *A. zonalis* en Panamá mostró valores de DAP = 35.0cm (± 16.0) y 22.0cm (± 8.0) con densidades de 9.5 y 7.1 grupos/km^2, respectivamente en dos áreas donde fue evaluada la densidad de este primate (Svensson *et al.*, 2010). Estos resultados parecen no mostrar una relación entre las estimaciones de densidad de los monos nocturnos y bosques con árboles con diferentes valores de DAP.

Las plantas de las familias Moraceae, Urticaceae, Melastomataceae, Rubiaceae y Lauraceae fueron las más comunes en El Toro; las mismas que han sido señaladas como muy importantes para la dieta de *A. lemurinus* y *A. miconax* (Montilla *et al.*, 2021; Shanee *et al.*, 2013). Varias especies registradas en este estudio, pertenecientes a estas familias de los géneros *Ficus* spp, *Miconia* spp, *Croton* spp, *Clusia* spp, *Heliocarpus* spp, *Inga* spp, *Myrcia* spp, *Pouteria* spp, *Styloceras* spp, *Cecropia* spp, *Hyeronima* spp, *Solanum* spp y *Ceroxylum* spp, han sido identificadas como fuentes de alimento para ésta y otras especies de monos nocturnos (Aquino y Encarnación, 1986; Bustamante-Manrique *et al.*, 2021; Castaño *et al.*, 2010; Garcia y Braza, 1993; Guzmán *et al.*, 2016; Puertas *et al.*, 1995; Shanee *et al.*, 2013). Esto podría sugerir que la relativamente alta densidad de *A. miconax* en El Toro puede estar fuertemente relacionada con la presencia de estos géneros. Aunque varios de los sitios donde se realizaron estos estudios presentaron diferentes grados de perturbación, como fragmentos de bosque, parches de bosque en zonas urbanas y plantaciones forestales; las especies de los géneros *Ficus* spp, *Inga* spp, *Cecropia* spp, *Clusia* spp, *Croton* spp, *Heliocarpus* spp y *Miconia* spp parecen ser las más comunes, por lo que pueden ser

consideradas de mayor importancia para la ocupación de los monos nocturnos en hábitats altoandinos.

Además de la riqueza de especies arbóreas, el bosque de El Toro mostró índices de diversidad muy altos (H'= 3.550, 1-D = 0.954) y valores muy bajos de dominancia (D = 0.046, D_{mg} = 9.505, J = 0.890), con especies arbóreas repartidas de forma bastante equitativa en toda el área de estudio. Pocos estudios han evaluado índices de valor de importancia (IVI) de las especies forestales para el estudio de monos nocturnos. En El Toro se han encontrado especies con IVI's para *Nectandra olida* (12.28%), *Ficus Santanderana* (6.59%), *Styloceras columnare* (5.99%), *Heliocarpus mutisii* (4.51%), *Magnolia enepeceana* (4.32%), *Cecropia angustifolia* (3.02%), *Inga extra-nodis* (2.50%) e *Inga* sp (0.34%). Estas características podrían estar relacionadas con la ocupación de *A. miconax* en El Toro. Estos resultados coinciden al menos en parte con lo hallado para *A. lemurinus* en Colombia con IVI's del 12% para *Cecropia* sp y del 4% para *Inga* sp (Guzmán *et al.*, 2016) y para *A. zonalis* en Panamá con IVI's del 30.5% para *Inga* sp (Svensson *et al.*, 2010).

A pesar de lo anteriormente dicho, estas características de hábitat no tienen por qué ser determinantes en la ocupación de *A. miconax*; puesto que ésta, y otras especies de monos nocturnos han sido registradas también en ambientes bastante antropogenizados, con altas tasas de intervención e incluso en áreas donde la cobertura boscosa ha sido reemplazada por plantaciones agrícolas como café y cacao (Aquino *et al.*, 2018; Bustamante-Manrique *et al.*, 2021; Castaño y Cardona, 2005; García-Ayachi, 2015; Guzmán *et al.*, 2016; Henao-Isaza *et al.*, 2020; Montilla *et al.*, 2021; Montilla *et al.*, 2020; Shanee *et al.*, 2015; Shanee y Shanee, 2011). *Aotus miconax*, al igual que otros monos nocturnos, tendrían la capacidad de sobrevivir en zonas altamente disturbadas, al menos a corto plazo, y parecen ser bastante flexibles para ocupar diferentes tipos de

hábitat, adaptándose a diferentes condiciones ambientales y aprovechando los recursos disponibles (Fernández-Duque, 2011; Shanee *et al.*, 2013; Shanee *et al.*, 2015).

7.3. Relación entre la abundancia relativa de *A. miconax* y las características del hábitat

Aotus miconax no fue registrado en todos los puntos de muestreo en El Toro y tampoco se encontró una relación entre la abundancia relativa y las variables de hábitat. Las características estructurales del bosque en toda el área de estudio son bastante similares entre sí, debido posiblemente al estrecho rango altitudinal donde se llevó a cabo el estudio (1941 msnm – 2095 msnm) y a que el área donde estuvieron repartidos los puntos de muestreo no abarcó hábitats diferentes. Es probable que esto haya influenciado los resultados. Esto puede tener sentido, ya que se han encontrado valores diferentes de densidad poblacional (y por tanto la abundancia relativa) de monos nocturnos cuando los hábitats han presentado claras diferencias estructurales (ver Anexo 11). Estudios realizados en especies tropicales como *A. nancymaae* y *A. vociferans* han registrado densidades poblacionales altas en bosques inundables de tierras bajas en comparación con bosques de tierra firme (Aquino y Encarnación, 1988). Por otro lado, un estudio en el centro oriente de Perú obtuvo una mayor cantidad de detecciones para *A. nigriceps* en bosque primario y bosque primario semidenso con bambú en comparación con bosque primario abierto con bambú; mientras que, en el Parque Nacional del Manu, se encontraron densidades más altas en bosque secundario en comparación a bosques secundarios con bambú para la misma especie (Aquino *et al.*, 2013; Helenbrook *et al.*, 2020).

También se ha sugerido que las áreas de bosque inundable y/o de borde de río y aquellas con mayor abundancia de recursos alimenticios tienen densidades más altas (Aquino y Encarnación, 1988; Fernández-Duque, 2011; Rathbun y Gache, 1980). Por

ejemplo, un estudio realizado en *A. a. azarae* en Argentina registró grupos más grandes en hábitats de bosques inundados y/o áreas cercanas al río con mayor producción de alimentos; mientras que grupos más pequeños fueron registrados en áreas más lejanas de estos hábitats (Fernandez-Duque *et al.*, 2001). Parece ser que, algunas condiciones de hábitat favorables pueden aumentar las tasas de reproducción de los monos nocturnos y retrasar la dispersión de los juveniles a momentos de mayor oportunidad reproductiva (Fernández-Duque, 2011), lo que posiblemente aumente las densidades en estos sitios. Es posible que *A. miconax* pueda estar presente en toda el área de estudio con la misma probabilidad debido quizás a que la cobertura forestal es muy similar en toda el área muestreada o, en caso haya factores que afecten la abundancia relativa, estos no han sido evaluados en el presente estudio.

A pesar de los esfuerzos, todavía es poca la información que existe sobre este primate para establecer mejor su estado de conservación (Shanee *et al.*, 2013; Shanee *et al.*, 2015), por lo que aún se desconocen muchos aspectos de su ecología y su distribución. Un mayor esfuerzo de muestreo o estudios que pudieran llevarse a cabo en otras localidades con diferentes características de hábitat donde *A. miconax* ocurre, podría darnos más información que nos permita conocer mejor su distribución espacial, ocupación y requerimientos de hábitat.

8. CONCLUSIONES

La densidad poblacional de *A. miconax* en El Toro es relativamente alta con respecto a otras estimaciones de densidad de monos nocturnos en hábitats con diferentes características estructurales y grados de perturbación; aunque es similar a lo hallado en otro estudio de la misma especie y muy por debajo de las densidades halladas para *A. lemurinus* en hábitats de altura similares a El Toro.

El rango y tamaño de grupo promedio de *A. miconax* en El Toro no fueron muy diferentes a los descritos en otros estudios de la misma especie y de otras especies de monos nocturnos.

Las tasas de encuentro de *A. miconax* en El Toro se vio afectada principalmente por el bosque denso y poco perturbado, el relieve montañoso, la pendiente variable y por factores propios de la especie como su nocturnidad y su comportamiento críptico.

Se encontró una alta diversidad y baja dominancia de especies arbóreas en el área de estudio; se resalta la importancia de los géneros *Ficus* spp, *Inga* spp, *Cecropia* spp, *Clusia* spp, *Croton* spp, *Heliocarpus* spp y *Miconia* spp.

Las variables de hábitat del bosque estudiado no permitieron explicar la variación de la abundancia relativa de *A. miconax* entre los puntos de muestreo.

9. RECOMENDACIONES

El método de muestreo de punto fijo para estimar la densidad poblacional de *A. miconax*, es un método de campo útil y efectivo, por lo que recomiendo su empleo en otros estudios de monos nocturnos.

El método de cuadrantes por punto de muestreo es un método sencillo y eficiente para la caracterización de hábitat, especialmente cuando se cuenta con poco tiempo y limitados recursos, por lo que recomiendo su uso.

En este estudio no fue posible determinar la relación entre la abundancia de *A. miconax* y las variables de hábitat en El Toro, estudios de modelos ocupación podrían explicar

mejor la relación entre estas variables, por lo que recomiendo profundizar en este tipo de investigaciones.

Se recomienda realizar estudios en sitios con diferentes estructuras de hábitat; de esta manera podría ser posible determinar si existen factores que afecten la abundancia de *A. miconax* y ayuden a entender mejor su ecología.

Se recomienda realizar estudios enfocados en la dieta de *A. miconax* para entender mejor la real importancia de especies botánicas encontradas en este estudio y otras que podrían aun no haber sido identificadas.

10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACUÑA TARAZONA, Margoth Elizabeth. Flora epífita vascular representativa de bosque montano y de llanura amazónica del Parque Nacional Yanachaga Chemillén (Oxapampa, Pasco). Asesor: César Arana. Tesis Título Profesional. Universidad Nacional Mayor de San marcos, EAP Ciencias Biológicas, Lima, Perú, 2012.

ALARCÓN PARDO, Alejandro. Abundancia poblacional y estructura del hábitat de la lechucita bigotona *Xenoglaux loweryi* (Aves: Strigidae) en Yambrasbamba–Amazonas. Asesor: César Arana. Tesis Título Profesional. Universidad Nacional Mayor de San marcos, EAP Ciencias Biológicas, Lima, Perú, 2019.

ALARCÓN, Alejandro, *et al*. Nota sobre la dieta de la Lechucita Bigotona, *Xenoglaux loweryi* en Yambrasbamba, Amazonas. *Revista Peruana de Biología*, 2016, vol. 23, n° 3, p. 335-338.

ALLGAS, Néstor, FERNÁNDEZ-HIDALGO, Lorena y SHANEE, Sam. Owl monkey population densities and factors related to occupancy rates and detectability. En: FERNÁNDEZ-DUQUE, E. (ed.). *Biology, Adaptative Radioation, and Bejavioral Ecology of the Only Nocturnal Primate in the Americas.* Cham: Springer International Publishing, 2023, p. 577-600.

ALLGAS, Néstor *et al.* Natural re-establishment of a population of a critically endangered primate in a secondary forest: the San Martin titi monkey (*Plecturocebus oenanthe*) at the Pucunucho Private Conservation Area, Peru. *Primates*, 2017, vol. 58, n° 2, p. 335-342.

ANDERSON, David, SWEENEY, Dennis y WILLIAMS, Thomas. *Estadística para administración y economía*. México: International Thomson Editores, 1999.

AQUINO, Rolando *et al. Monkeys of Peru: Pocket Identification Guide*. MITTERMEIER, R. y RYLANDS, A. (eds.) Conservation International, 2015. 22 p.

AQUINO, Rolando, CORNEJO, Fanny y HEYMANN, Eckhard. Primate abundance and habitat preferences on the lower Urubamba and Tambo rivers, central–eastern Peruvian Amazonia. *Primates*, 2013, vol. 54, n° 4, p. 377-383.

AQUINO, Rolando y ENCARNACIÓN, Filomeno. Owl monkey populations in Latin America: field work and conservation. En: BAER, J. F., WELLER, R. E. y KAKOMA, I. (eds.). *Aotus: The owl monkey.* San Diego (CA): Academic Press, 2012, p. 59-95.

AQUINO, Rolando y ENCARNACIÓN, Filomeno. Population structure of *Aotus nancymai* (Cebidae: Primates) in Peruvian Amazon lowland forest. *American Journal of Primatology*, 1986, vol. 11, n° 1, p. 1-7.

AQUINO, Rolando y ENCARNACIÓN, Filomeno. Population densities and geographic distribution of night monkeys (*Aotus nancymai* and *Aotus vociferans*)(Cebidae: Primates) in northeastern Peru. *American Journal of Primatology*, 1988, vol. 14, n° 4, p. 375-381.

AQUINO, Rolando *et al.* Diversidad y abundancia de primates en bosques de baja y alta perturbación humana de Los Chilchos, Amazonas, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 2018, vol. 25, n° 4, p. 407-416.

AQUINO, Rolando *et al.* Diversity, abundance and habitats of the primates in the río Curaray basin, Peruvian Amazonia. *Primate Conservation*, 2014, n° 28, p. 1-8.

AQUINO, Rolando. Diversidad y abundancia de primates en bosques montanos de la Amazonía peruana. Asesor: Etersit Pezo. Tesis de Maestria. Universidad Nacional de la Amazonía Peruana, EAP Ciencias Biológicas, Iquitos, Perú, 2020.

ARDITI, Sandra y PLACCI, Guillermo. Hábitat y densidad de *Aotus azarae* y *Alouatta caraya* en Riacho Pilagá, Formosa. *Boletín Primatológico Latinoamericano*, 1990, vol. 2, n° 1, p. 29-47.

AYBAR-CAMACHO, César y LAVADO-CASIMIRO, waldo. *Atlas de zonas de vida del Perú: guía explicativa*. Nota Técnica Nº 003 SENAMH-DHI-2017 Edition, 2017.

BAER, Janet, WELLER, Richard y KAKOMA, Ibulaimu. *Aotus: the owl monkey*. San Diego (CA): Elsevier Academic Press, 2012. ISBN 0323140157.

BIBBY, Colin *et al.* (eds). *Bird census techniques*. New York, USA: Elsevier Academic Press, 2000. ISBN 0120958317.

BROCKELMAN, Warren y SRIKOSAMATARA, Sompoad. Estimation of density of gibbon groups by use of loud songs. *American Journal of Primatology*, 1993, vol. 29, n° 2, p. 93-108.

BROWN, Alejandro y ZUNINO, Gabriel. Hábitat, densidad y problemas de conservación de los primates de Argentina. *Vida Silvestre Neotropical*, 1994, vol. 3, p. 30-40.

BUCKLAND, Stephen *et al.* Distance sampling. En: A.E. y C. T. (eds). *Encyclopedia of biostatistics.* 2005.

BUCKLAND, Stephen *et al. Advanced distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Oxford, U.K.: Oxford University Press, 2004. ISBN 0191545198.

BUCKLAND, Stephen *et al.* Design and analysis of line transect surveys for primates. *International Journal of Primatology*, 2010a, vol. 31, n° 5, p. 833-847.

BUCKLAND, Stephen *et al.* Line transect sampling of primates: can animal-to-observer distance methods work? *International Journal of Primatology*, 2010b, vol. 31, n° 3, p. 485-499.

BULLOCK, James y GREENWOOD, Jeremy. Sampling plants & Basic techniques. En SUTHERLAND, W. J. (ed.). *Ecological Census Techniques.* 2nd ed. Cambridge, U.K.: Cambridge University Press, 2006.

BURNHAM, Kenneth, ANDERSON, David y LAAKE, Jeffrey. Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildlife monographs*, 1980, n°. 72, p. 3-202.

BUSTAMANTE-MANRIQUE, Sebastián *et al.* Activity budget, home range and diet of the Colombian night monkey (*Aotus lemurinus*) in peri-urban forest fragments. *Primates*, 2021, vol. 62, n° 3, p. 529-536.

BUTCHART, Stuart *et al.* Observations of two threatened primates in the Peruvian Andes. *Primate Conservation*, 1995a, vol. 16, p. 15-19.

BUTCHART, Stuart *et al.* Threatened mammals of the Cordillera de Colán, Peru. *Oryx*, 1995b, vol. 29, n° 4, p. 275-281.

BYRNE, Hazel *et al.* Phylogenetic relationships of the New World titi monkeys (Callicebus): first appraisal of taxonomy based on molecular evidence. *Frontiers in Zoology*, 2016, vol. 13, p. 1-26.

CAMPBELL, Nicola. The Peruvian night monkey, *Aotus miconax*; A comparative study of occupancy between Cabeza del Toro and Cordillera de Colan, Peru. Asesora: Dr. Anna Nekaris. Master of Science Degree. Oxford Brookes University, Department of Social Sciences and Law, Oxford, UK, 2011.

CAMPBELL, Nicola *et al.* Occupancy modeling for the conservation assessment of the Peruvian night monkey (*Aotus miconax*). *Primate Conservation*, 2019, vol. 33, p. 13-20.

CASTAÑO, Jhon y CARDONA, Diana. Presencia del mono nocturno andino (*Aotus lemurinus* I. Geoffroy-St. Hilaire, 1843) en fragmentos de bosque de la cuenca media del río Cauca. *Boletín Científico Museo de Historia Natural Universidad de Caldas*, 2005, vol. 9, p. 111-120.

CASTAÑO, Jhon, RAMÍREZ, Diana y BOTERO, Jorge. Ecología del mono nocturno andino (*Aotus lemurinus*) en fragmentos de bosque subandinos de Colombia. En: PEREIRA-BENGOA, V., STEVENSON, P.R., BUENO, M.L. Y NASSAR-MONTOYA, F. (eds.). *Primatologia en Colombia: Avances al principio del milenio.* Fundación Universitaria San Martín, 2010, p. 69-90.

CITES. Convention on International Trade in Endangered Species. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. https://checklist.cites.org/#/en, 2005. (Accessed February 25, 2023).

CORNEJO, Fanny, AQUINO, Rolando y JIMENEZ, Carlos. Notes on the natural history, distribution and conservation status of the Andean night monkey, *Aotus miconax* Thomas, 1927. *Primate Conservation*, 2008, vol. 23, n° 1, p 1-4.

COTTAM, Grant y CURTIS, John. The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology*, 1956, vol. 37, n° 3, p. 451-460.

DE LA ORDEN, Eduardo Atilio. *Conceptos de Ecología. Población*. Editorial Científica Universitaria - Universidad Nacional de Catamarca, Argentina, 2020. 30 p. ISBN 1852-3013.

DEFLER, Thomas y BUENO, María. Karyological guidelines for Aotus taxonomy. *American Journal of Primatology*, 2003, vol. 60(Supl 1), p. 134-135.

DEFLER, Thomas y BUENO, María. Aotus diversity and the species problem. *Primate Conservation*, 2007, vol. 22, n° 1, p. 55-70.

DEFLER, Thomas. *Historia natural de los primates colombianos*. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia, 2010. ISBN 9587619277.

DELFÍN ALFONSO, Christian, GALLINA TESSARO, Sonia y LÓPEZ GONZÁLEZ, Alberto. El hábitat: definición, dimensiones y escalas de evaluación para la fauna silvestre. En: GALLINA TESSARO, S y LÓPEZ GONZÁLEZ, A. (eds.). *Manual de Técnicas para el estudio de la Fauna.* Universidad Autónoma de Querétaro-Instituto de Ecología, A. C., 2011, vol. 1, p. 317-347.

DOOLAN, Daniel. The Peruvian night monkey, *Aotus miconax*; habitat characteristics as determinants of occupancy in both continuous and fragmented forest landscapes and The environmental factors affecting the detectability of this nocturnal primate. Asesor: Dr. Caroline Ross. Master of Science Degree. University of Roehampton, Londres, UK, 2018.

DOS SANTOS, João *et al.* Observations on the diet of *Aotus nigriceps* (Primates: Cebidae) in an urban and peri-urban area in Rondônia state, Brazil. *Mammalogy Notes*, 2021, vol. 7, n° 2, p 270-270.

ENRÍQUEZ-ENRÍQUEZ, David *et al.* Diversidad y valor de importancia como herramientas para fundamentar un cambio de uso del suelo en Zacatecas, México. *Revista de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales*, 2016, vol. 2, n° 3, p. 18-27.

ESTRADA TUESTA, Zenayda Emilia. Análisis e interpretación de diversidad florística en bosques húmedos del Perú, con énfasis al estudio del" Bosque Macuya" del distrito de Irazola, provincia de Padre Abad, Departamento de Ucayali. Asesor: Dr. José Gómez Carrión. Tesis Doctorado. Universidad Nacional Mayor de San Marcos, EAP Ciencias Biológicas, Lima, Perú, 2007.

FERNANDEZ-DUQUE, Eduardo. Natal dispersal in monogamous owl monkeys (*Aotus azarai*) of the Argentinean Chaco. *Behaviour*, 2009, vol. 146, n° 4, p. 583-606.

FERNÁNDEZ-DUQUE, Eduardo. Influences of moonlight, ambient temperature, and food availability on the diurnal and nocturnal activity of owl monkeys (*Aotus azarai*). *Behavioral ecology and sociobiology*, 2003, vol. 54, n° 5, p. 431-440.

FERNÁNDEZ-DUQUE, Eduardo. Aotinae: Social Monogamy in the Only Nocturnal Haplorhines. En: CAMPBELL, C. J., FUENTES, A., MACKINNON, K. C., BEARDER, S. K. y STUMPF, R. M. (eds.). *Primates in Perspective.* New York, USA: Oxford University Press, 2011, p. 139-185.

FERNÁNDEZ-DUQUE, Eduardo, DE LA IGLESIA, Horacio y ERKERT, Hans. Moonstruck primates: owl monkeys (*Aotus*) need moonlight for nocturnal activity in their natural environment. *PLoS one*, 2010, vol. 5, n° 9, e12572.

FERNÁNDEZ-DUQUE, Eduardo y ERKERT, Hans. Cathemerality and lunar periodicity of activity rhythms in owl monkeys of the Argentinian Chaco. *Folia Primatológica*, 2006, vol. 77, n° 1-2, p. 123-138.

FERNANDEZ-DUQUE, Eduardo, ROTUNDO, marcelo y SLOAN, Carrie. Density and population structure of owl monkeys (*Aotus azarai*) in the Argentinean Chaco. *American Journal of Primatology*:, 2001, vol. 53, n° 3, p. 99-108.

FLORES TAPIA, Carlos y FLORES CEVALLOS, Karla. Pruebas para comprobar la normalidad de datos en procesos productivos: Anderson-Darling, Ryan-Joiner, Shapiro-Wilk y Kolmogórov-Smirnov. *Revista de Ciencias Sociales y Humanísticas*, 2021, vol. 23, n° 2, p. 83-106.

FLOREZ, Laura, RONCANCIO-DUQUE, Néstor y SOLARI, Sergio. Variation in population density of the Andean night monkey (*Aotus lemurinus*) in areas with different landscape characteristics. *Therya*, 2022, vol. 13, n° 3, p. 287-294.

FORD, Susan. Evolution of sexual dimorphism in body weight in platyrrhines. *American Journal of Primatology*, 1994, vol. 34, n° 2, p. 221-244.

GALLINA-TESSARO, Sonia. Características y evaluación del hábitat. En: GALLINA-TESSARO, S. y LÓPEZ-GONZÁLEZ, C. (eds.). *Manual de técnicas para el estudio de la fauna.* Querétaro, México: Universidad Autónoma de Querétaro - Instituto de Ecología, A. C. Querétaro, 2011, vol. I, p. 281-316.

GALLINA-TESSARO, Sonia y LÓPEZ-GONZÁLEZ, Carlos. *Manual de Técnicas para el estudio de la Fauna*. Universidad Autónoma de Querétaro - Instituto de Ecología, A. C., Querétaro, México, 2011.

GARCÍA AYACHI, Luis Alberto. Diversidad y aspectos poblacionales de los primates en bosques de neblina de la región Huánuco, Perú. Asesor: Blga. Tirado Herrera, Emérita Rosábel y Blgo. Aquino Yarihuamán, Rolando. Tesis Título profesional. Universidad Nacional de la Amazonía Peruana, EAP Ciencias Biológicas, Iquitos, Perú, 2015.

GARCIA, Juan y BRAZA, Francisco. Sleeping sites and lodge trees of the night monkey (*Aotus azarae*) in Bolivia. *International Journal of Primatology*, 1993, vol. 14, n° 3, p. 467-477.

GARCÍA, Juan y BRAZA, Francisco. Activity rhythms and use of space of a group of *Aotus azarae* in Bolivia during the rainy season. *Primates*, 1987, vol. 28, n° 3, p. 337-342.

GARCÍA, Juan y BRAZA, Francisco. Densities comparisons using different analytic-methods in *Aotus azarae*. *Primate Report*, 1989, vol. 25, p. 45-52.

GENTRY, A. Patterns of neotropical plant species diversity. En: *Ecology and Biology.* Boston MA: Springer, 1982, p. 1-84.

GIRALDO, Alejandro *et al.* Estudio citogenético de 288 Aotus colombianos. *Biomédica*, 1986, vol. 6, n° 1-2, p. 5-13.

GONÇALVES, Evonnildo *et al.* Limited dispersal and genetic structure of silvery marmosets (*Mico argentatus*) in the fragmented landscape of central Amazonia. En: S. FORD, S., PORTER, L. y DAVIS, L. (eds.). *The Smallest Anthropoids: The Marmoset/Callimico Radiation.* Boston, MA: Springer, 2009, p. 205-220.

GREEN, K. M. Primate censusing in northern Colombia: a comparison of two techniques. *Primates*, 1978, vol. 19, p. 537-550.

GROVES, Colin. *Primate taxonomy*. Washington DC, Smithsonian Institution Press, 2001. ISBN 156098872X.

GUZMÁN, Adriana *et al.* Agroecosystems and primate conservation: Shade coffee as potential habitat for the conservation of Andean night monkeys in the northern Andes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2016, vol. 215, p. 57-67.

HALL, Linnea, KRAUSMAN Paul y MORRISON, Michael. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife society bulletin*, 1997, vol. 25, n° 1, p. 173-182.

HEESY, Christopher y ROSS, Callum. Evolution of activity patterns and chromatic vision in primates: morphometrics, genetics and cladistics. *Journal of Human Evolution*, 2001, vol. 40, n° 2, p. 111-149.

HELENBROOK, William, WILKINSON, Madison y SUAREZ, Jessica. Uso de habitat, consumo de frutos, y densidad poblacional del mono nocturno de cabeza negra, *Aotus nigriceps*, en el sureste de Perú. *Acta Amazónica*, 2020, vol. 50, n° 1, p. 37-43.

HENAO-ISAZA, Julián *et al.* Inventario de mamíferos no voladores en remanentes de bosque seco tropical en el valle del río Cauca, Cartago, Colombia. *Mammalogy Notes*, 2020, vol. 6, n° 2, p. 144-144.

HERSHKOVITZ, Phillip. *Living new world monkeys (Platyrrhini)*. University of Chicago Press, 1977. ISBN 0226327884.

HERSHKOVITZ, Phillip. Two new species of night monkeys, genus *Aotus* (Cebidae, Platyrrhini): a preliminary report on *Aotus* taxonomy. *American Journal of Primatology*, 1983, vol. 4, n° 3, p. 209-243.

HIRCHE, Armin *et al.* Population density of *Aotus* cf. *lemurinus* (Primates: Aotidae) in a Subandean forest patch on the eastern slopes of the western Andes, Region of Dapa, Yumbo, Valle del Cauca, Colombia. *Primate Conservation*, 2017, vol. 31, p. 1-7.

HOLDRIDGE, L. R. y TOSI, Joseph. *Life Zone Ecology*. San José, Costa Rica: Tropical Science Center, 1967, 149 p.

HUCK, Maren y FERNANDEZ-DUQUE, Eduardo. The floater's dilemma: use of space by wild solitary Azara's owl monkeys, *Aotus azarae*, in relation to group ranges. *Animal Behaviour*, 2017, vol. 127, p. 33-41.

HUERTAS VARGAS, Karen Andrea y BENAVIDES MIRANDA, Yilsey Teresa. QIVI: Complemento para QGIS que Calcula el Índice de Valor de Importancia en Estudios Ecológicos de Análisis Estructural de Vegetación. Asesor: Ing. Salomón Einstein Ramírez Fernández. Tesis Título Profesional. Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Facultad de Ingeniería, Bogotá, Colombia, 2018.

HURTADO, Cindy, SERRANO-VILLAVICENCIO, José y PACHECO, Víctor. Densidad poblacional y conservación de los primates de la Reserva de Biosfera del Noroeste, Tumbes, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 2016, vol. 23, n° 2, p. 151-158.

IQUE, Carlos y DELGADO, Alfredo. Evaluación de la fauna silvestre en la quebrada Yanayacu de Bombonaje, río Amazonas, Perú. *Theorēma*, 2016, vol. 3, n° 4, p. 141-149.

IUCN. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-2. https://www.iucnredlist.org. [Accessed February 25, 2023].

JACOBS, Gerald. Visual capacities of the owl monkey (*Aotus trivirgatus*)—I. Spectral sensitivity and color vision. *Vision Research*, 1977, vol. 17, n° 7, p. 811-820.

JOHNSON, Matthew. Habitat quality: a brief review for wildlife biologists. *Transactions-Western Section of the Wildlife Society*, 2005, vol. 41, p. 31-41.

JUÁREZ, Cecilia. Demografía e historia de vida del mono mirikiná (*Aotus a. azarai*) en el Chaco Húmedo Formoseño. Asesor: Dr. Eduardo Fernández Duque. Tesis

Doctorado. Universidad Nacional de Tucumán, Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Tucumán, Argentina, 2012.

KINZEY, Warren. *New World primates: ecology, evolution, and behavior*. New York, Aldine de Gruyter: American Anthropological Association, 1997. ISBN 0202011860.

LAURANCE, William *et al.* Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. *PLoS one*, 2007, vol. 2, n° 10, e1017.

MACKENZIE, Darryl *et al.* Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 2002, vol. 83, n° 8, p. 2248-2255.

MACKENZIE, Darryl y ROYLE, Andrew. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of applied Ecology*, 2005, vol. 42, n° 6, p. 1105-1114.

MAGURRAN, Anne. *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey, USA: Princeton University Press, 1988. ISBN 0691084912.

MALDONADO, Ángela. Tráfico de monos nocturnos *Aotus* spp. en la frontera entre Colombia, Perú y Brasil: Efectos sobre sus poblaciones silvestres y violación de las regulaciones internacionales de comercio de fauna estipuladas por CITES. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 2011, vol. 35, n° 135, p. 225-242.

MALDONADO, Ángela y PECK, Mika. Research and in situ conservation of owl monkeys enhances environmental law enforcement at the Colombian-Peruvian border. *American Journal of Primatology*, 2014, vol. 76, n° 7, p. 658-669.

MARSH, Laura, CHAPMAN, Colin y ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor. Primates in fragments. En: Marsh, L. (ed). *Primates in Fragments: Ecology and Conservation.* New York, USA: Springer, 2013, p. 6-7.

MINAGRI (Ministerio de Agricultura y Riego). Decreto Supremo N° 004-2014-MINAGRI del 7 de abril de 2014. El Peruano, publicado el 8 de abril del 2014, p. 520497-520504.

MINAGRI (Ministerio de Agricultura y Riego). Plan Nacional de Conservación de los Primates Amenazados del Perú. Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre (Serfor), Lima, Perú, 2020, p. 47.

MINAM (Ministerio del Ambiente). Definiciones Conceptuales de los Ecosistemas del Perú. Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural, Lima, Perú, 2019, p. 112.

MINAM (Ministerio del Ambiente). Mapa nacional de cobertura vegetal: memoria descriptiva. Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural, Lima, Perú, 2018a, p. 108.

MINAM (Ministerio del Ambiente). Mapa nacional de ecosistemas del Perú: Memoria descriptiva. Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural, Lima, Perú, 2018b, p. 117.

MONTILLA, Sebastián *et al.* Activity patterns, diet and home range of night monkeys (*Aotus griseimembra* and *Aotus lemurinus*) in tropical lowland and mountain forests of central Colombia. *International Journal of Primatology*, 2021, vol. 42, p. 130-153.

MONTILLA, Sebastián *et al.* Eventos de electrocución de *Aotus lemurinus* (Primates: Aotidae) en los Andes Centrales de Colombia. *Mammalogy Notes*, 2020, vol. 6, n° 2, p. 183-183.

MONTOYA GÓMEZ, Ada Camila. Evaluación de la estrategia de reproducción de las especies con más alto Índice de Valor de Importancia en el bosque Masicarán, Honduras. Tesis Título Profesional. Universidad Zamorano, Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano, Honduras, 2020.

MORENO, C. E. *Métodos para medir la biodiversidad*. Zaragoza, España: M&T–Manuales y Tesis SEA, 2000.

MOSTACEDO, Bonifacio y FREDERICKSEN, Todd. *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. Santa Cruz, Bolivia, 2000. p. 1-92.

MYERS, Norman *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 2000, vol. 403, n° 6772, p. 853-858.

NIJMAN, Vincent y MENKEN, Steph. Assessment of census techniques for estimating density and biomass of gibbons (Primates: Hylobatidae). *Raffles Bulletin of Zoology*, 2005, vol. 53, n° 1, p. 201-211.

NOVALES, Alfonso. *Análisis de regresión*. Madrid, España: Universidad Complutense de Madrid, 2010.

OGDEN, Thomas. The morphology of retinal neurons of the owl monkey Aotus. *Journal of Comparative Neurology*, 1974, vol. 153, n° 4, p. 399-427.

OJASTI, Juhani y DALLMEIER, Francisco. *Manejo de Fauna Silvestre Neotropical*. Smithsonian Institution/MAB Biodiversity Program Estados Unidos, Washington D. C., USA, 2000. ISBN 1-893912-06-X.

PACHECO, Víctor *et al.* Lista actualizada de la diversidad de los mamíferos del Perú y una propuesta para su actualización. *Revista Peruana de Biología*, 2021, vol. 28, n° 4.

PÉREZ TEJADA, Haroldo y MEDINA SANDOVAL, Juan carlos. *Estadística para las ciencias sociales y del comportamiento*. México: Oxford University Press, 2000. ISBN 9706131817.

PIELOU, E. C. *Ecological diversity*. New York, USA, 1975.

PLUMPTRE, Andrew, STERLING, Eleanor y BUCKLAND, Stephen. Primate census and survey techniques. En: STERLIG, E. J., BYNUM, B. y BLAIR M.E. (eds.). *Primate Ecology and Conservation: a Handbook of Techniques.* Oxford, UK: Oxford University Press, 2013, p. 10-26.

PUERTAS, Pablo, AQUINO, Rolando y ENCARNACION, Filomeno. Sharing of sleeping sites between *Aotus vociferans* with other mammals in the Peruvian Amazon. *Primates*, 1995, vol. 36, n° 2, p. 281-287.

RAMOS-FERNÁNDEZ, Gabriel y WALLACE, Robert. Spider monkey conservation in the twenty-first century: recognizing risks and opportunities. En: CAMPBELL, C. J. (ed.). *Spider monkeys: Behavior, ecology evolution of the genus Ateles.* New York, USA: Cambridge University Press, 2008, vol. 55, p. 329.

RATHBUN, Galen y GACHE, Marcelo. Ecological survey of the night monkey, *Aotus trivirgatus*, in Formosa Province, Argentina. *Primates*, 1980, vol. 21, p. 211-219.

RAZALI, Nornadiah y WAH, Yap Bee. Power comparisons of shapiro-wilk, kolmogorov-smirnov, lilliefors and anderson-darling tests. *Journal of statistical modeling analytics*, 2011, vol. 2, n° 1, p. 21-33.

RENGIFO, Edgar *et al.* A New Species of Titi Monkey, Genus Cheracebus Byrne *et al*., 2016 (Primates: Pitheciidae), from Peruvian Amazonia. *Mammal Study*, 2022, vol. 48, n°. 1, p. 1-16.

REVILLA MINAYA, Caissa y CALDERÓN RODRÍGUEZ, Abelardo. Estructura y diversidad de Lianas y Hemiepífitas de la Selva Baja de la Provincia de Oxapampa-Pasco, Perú. *Ecología Aplicada*, 2006, vol. 5, n° 1-2, p. 9-21.

ROMERO-VALENZUELA, Diego y RUMIZ, Damian. Aotidae. En: WALLACE, R. B., GÓMEZ,. H., PORCEL Z. R. y RUMIZ, D. I. (eds.). *Distribución, ecología y conservación de los mamíferos medianos y grandes de Bolivia*. Santa Cruz, Bolivia: Centro de Ecología Difusión Fundación Simón I, 2009, p. 289-304.

RONCANCIO-DUQUE, Néstor *et al.* Densidad poblacional y composición de grupos de *Aotus nancymaae* en áeas de aprovechamiento de la especie para experimentación biomédica en el trapecio Amazónico Colombiano. *Neotropical Primates*, 2019, vol. 25, n° 1, p 30.

RUIZ-GARCÍA, Manuel *et al.* Molecular phylogenetics of *Aotus* (Platyrrhini, Cebidae). *International Journal of Primatology*, 2011, vol. 32, n° 5, p. 1218-1241.

RUIZ-GARCÍA, Manuel, PINEDO-CASTRO, Myreya y SHOSTELL, Joseph. How many genera and species of woolly monkeys (Atelidae, Platyrrhine, Primates) are there? The first molecular analysis of *Lagothrix flavicauda*, an endemic Peruvian primate species. *Molecular Phylogenetics Evolution*, 2014, vol. 79, p. 179-198.

RUMIZ, Damián y HERRERA, José. Wildlife diversity and selective mahogany logging in Bosque Chimanes, Beni, Bolivia: surveying mammals and other vertebrates by line transects, track quadrats, livetrapping and mist-netting. En: HERRERA-MACBRYDE, O., DALLMEIER, F., MACBRYDE, B. COMISKEY, J. y MIRANDA, C. (eds.). *Biodiversidad, conservación y manejo en la región de la Reserva de la Biosfera Estación Biológica del Beni, Bolivia.* Washington D.C., USA: Smithsonian Institution, 2000, p. 235-261.

RYLANDS, Anthony. An assessment of the diversity of New World primates. *Neotropical Primates*, 2000, vol. 8, p. 61-93.

RYLANDS, Anthony y MITTERMEIER, Russell. The diversity of the New World primates (Platyrrhini): an annotated taxonomy. En: GARBER, P. A., ESTRADA, A., BICCA-MARQUES, J. C. HEYMANN, E. W. y STRIER, K. B. (eds.). *South American primates: comparative perspectives in the study of behavior, ecology and conservation.* Springer, 2009, p. 23-54.

SÁNCHEZ-GONZÁLEZ, Arturo y GONZÁLEZ LEDESMA, Manuel. Técnicas de recolecta de plantas y herborización. En: SÁNCHEZ-GONZÁLEZ, A., GONZÁLEZ LEDESMA, M. Y CONTRERAS-RAMOS, a. (eds.). *La Sistemática, Base del Conocimiento de la Biodiversidad.* Pachuca, México: Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, 2007, p. 123-133.

SÁNCHEZ-LARRAÑAGA, Jéssica. y SHANEE, Sam. Parasitos Gastrointestinales en el Mono Choro Cola Amarilla (*Oreonax flavicauda*) y el Mono Nocturno Andino (*Aotus miconax*) en Amazonas, Peru. *Neotropical Primates*, 2012, vol. 19, n° 1, p. 38-41.

SERFOR. *Libro Rojo de la Fauna Amenazada del Perú*. Primera Edición. Lima, Perú: Serfor (Servicio Forestal y de Fauna SIlvestre), 2018, p. 1-548.

SHANEE, Noga; SHANEE, Sam. Yellow-tailed woolly monkey (*Lagothrix flavicauda*): Conservation status, anthropogenic threats, and conservation initiatives. The Woolly Monkey: Behavior, Ecology, Systematics, and Captive Research, 2014, p. 283-299.

SHANEE, Sam. Predicting future effects of multiple drivers of extinction risk in Peru's endemic primate fauna. En WALLER, M. (ed.). *Ethnoprimatology: primate conservation in the 21st century.* Cham, Alemania: Springer, 2016, p. 315-349.

SHANEE, Sam *et al.* A high-diversity primate community in a mid-elevation flooded forest, the Jungla de Los Monos Community Reserve, Peru. *Primates*, 2021, vol. 62, n° 1, p 189-197.

SHANEE, Sam, ALLGAS, Néstor y SHANEE, Noga. Preliminary observations on the behavior and ecology of the Peruvian night monkey (*Aotus miconax*: Primates) in a remnant cloud forest patch, north eastern Peru. *Tropical Conservation Science*, 2013, vol. 6, n° 1, p. 138-148.

SHANEE, Sam *et al.* Distribution, ecological niche modelling and conservation assessment of the peruvian night monkey (Mammalia: Primates: Aotidae: *Aotus miconax* Thomas, 1927) in northeastern Peru, with notes on the distribution of *Aotus* spp. *Journal of Threatened Taxa*, 2015, vol. 7, n°3, 6947-6964.

SHANEE, Sam, CORNEJO, Fanny y MITTERMEIER, Russel. *Aotus miconax* (amended version of 2019 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2020a: e.T1802A164046186. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-1.RLTS.T1802A164046186.en. Accessed on 24 February 2022.

SHANEE, Sam *et al.* Observation of diurnal activity in a "strictly" nocturnal primate, the peruvian night monkey (*Aotus miconax*), Yambrasbamba, Peru. *Neotropical Primates*, 2020b, vol. 26, n° 1, p. 77-82.

SHANEE, Sam y SHANEE, Noga. Diversity of large mammals in the Marañón–Huallaga landscape, Peru: with notes on rare species. *Zoology Ecology*, 2018, vol. 28, n° 4, p. 313-328.

SAM, Shanee; SHANEE, Noga. Measuring success in a community conservation project: local population increase in a critically endangered primate, the yellow-tailed woolly monkey (*Lagothrix flavicauda*) at la Esperanza, northeastern Peru. Tropical Conservation Science, 2015, vol. 8, no 1, p. 169-186.

SHANEE, Sam y SHANEE, Noga. Observations of terrestrial behavior in the Peruvian night monkey (*Aotus miconax*) in an anthropogenic landscape, La Esperanza, Peru. *Neotropical Primates*, 2011, vol. 18, n° 2, p. 55-58.

SIMPSON, Edward. Measurement of diversity. *Nature*, 1949, vol. 163, n° 4148, p. 688-688.

STALLINGS, J. *et al.* Primates and their relation to habitat in the Paraguayan Chaco. En: REDFORD, K. H. y EISENBERG, J. F. (eds.). *Advances in Neotropical Mammalogy.* Gainesville, USA: Sandhill Crane Press, 1989.

SUTHERLAND, William. *Ecological census techniques: a handbook*. New York, USA: Cambridge University Press, 2006. ISBN 1139458019.

SVENSSON, Magdalena *et al.* Density estimates of Panamanian owl monkeys (*Aotus zonalis*) in three habitat types. *American Journal of Primatology*, 2010, vol. 72, n° 2, p. 187-192.

TAKAI, Masanaru *et al.* Meaning of the canine sexual dimorphism in fossil owl monkey, *Aotus dindensis* from the middle Miocene of La Venta, Colombia. En: KOPPE. T., MEYER, G. y ALT, K. (eds.). *Comparative Dental Morphology.* Karger Publishers, 2009, vol. 13, p. 55-59.

THOMAS, Len *et al.* Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of applied Ecology*, 2010, vol. 47, n° 1, p. 5-14.

THOMAS, Oldfield. XXXVI.—The Godman-Thomas expedition to Peru.—V. On mammals collected by Mr. RW Hendee in the Province of San Martin, N. Peru, mostly at Yurac Yacu. *Annals and Magazine of Natural History*, 1927, vol. 19, n° 111, p. 361-375.

VARGAS, José. Proyecto Zonificación Ecológica y Económica del departamento de Amazonas. En: Convenio entre el IIAP y el Gobierno Regional de Amazonas (eds.). *Informe temático de clima.* 2010, p. 38.

VILLAREAL, Héctor *et al. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Bogotá, Colombia: Programa de Inventarios de Biodiversidad, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia, 2004.

WRIGHT, Patricia. Home range, activity pattern, and agonistic encounters of a group of night monkeys (*Aotus trivirgatus*) in Peru. *Folia Primatológica*, 1978, vol. 29, n° 1, p. 43-55.

WRIGHT, Patricia. The night monkeys: genus *Aotus*. En: COIMBRA-FILHO, A. y MITTERMEIER, R. A. (eds.). *Ecology and behavior of neotropical primates.* Rio de Janeiro, Brasil: Academia Brasileira de Ciencias, 1981, p. 211-240.

WRIGHT, Patricia. The costs and benefits of norturnality for *Aotus trivirgatus* (the night monkey)(Ecology, behavior, predation pressure, monogamy, competition). University of New York, 1985.

WRIGHT, Patricia. The nocturnal primate niche in the New World. *Journal of Human Evolution*, 1989, vol. 18, n° 7, p. 635-658.

WRIGHT, Patricia. The behavior and ecology of the owl monkey. En: BAER, J. F., WELLER, R. E. y KAKOMA, I. (eds.). *Aotus: The owl monkey.* San Diego, CA: Academic Press, 1994, p. 97-112.

WRIGHT, Patricia. The neotropical primate adaptation to nocturnality. En: NORCONK, M. A., ROSENBERGER, A. L. y GARBER, P. A. (eds.). *Adaptive Radiations of Neotropical Primates.* Boston, MA: Springer, 1996, p. 369-382.

ZAR, Jerrold (ed.). *Biostatistical analysis*. New jersey USA: Pearson Education, 2010. 994 p. ISBN 0132065029.

ZUNINO, Gabriel, GALLIARI, Carlos y COLILLAS, Orestes. Distribución y conservación del mirikiná (*Aotus azarae*), en Argentina: resultados preliminares. En: De Mello, M. T.

(ed.). *Primatologia no Brasil.* Campinas, Brasil: Sociedad Brasileira de Primatología, 1985, vol. 2, p. 305-316.

11. ANEXOS

Anexo 1. Primates del Perú, estado de conservación y endemismo.

Familia	Especie	Subespecie	Estado de conservación			Endemismo
			Ley Peruana	CITES	UICN	
Atelidae						
	Ateles Belzebuth		EN	II	EN	
	Ateles chamek		EN	II	EN	
	Lagothrix flavicauda		CR	I	CR	E
	Lagothrix lagothricha			II	VU	
		Lagothrix lagothricha lagothricha[1]	EN		VU	
		Lagothrix lagothricha poeppigii[1]	VU	II	EN	
		Lagothrix lagothricha tschudii				
	Alouatta palliata			I	VU	
		Alouatta palliata aequatorialis	EN			
	Alouatta sara			II		
	Alouatta seniculus		VU	II		
Cebidae						
	Cebus aequatorialis				CR	
	Cebus cuscinus				NT	
	Cebus unicolor				VU	
	Cebus yuracus				NT	
	Sapajus apella				LC	
	Saimiri boliviensis			II	LC	
		Saimiri boliviensis boliviensis				
		Saimiri boliviensis peruviensis				E

	Saimiri macrodon				
	Saimiri sp.[2]				
Pithecidae					
	Cacajao calvus	VU	I	VU	
	Cacajao calvus ucayalii				E
	Plecturocebus cupreus		II	LC	
	Plecturocebus oenanthe[3]	CR	II	CR	E
	Plecturocebus toppini			LC	
	Callicebus discolor		II	LC	
	Cheracebus aquinoi				E
	Cheracebus lucifer	VU	II	LC	
	Plecturocebus urubambensis				E
	Pithecia aequatorialis		II	LC	E
	Pithecia hirsuta		II	LC	
	Pithecia inusta		II	LC	
	Pithecia irrorata		II	DD	
	Pithecia Isabela		II	DD	E
	Pithecia monachus		II	LC	
	Pithecia rylandsi		II	VU	
	Pithecia napensis		II	LC	
Aotidae					
	Aotus miconax	VU	II	EN	E
	Aotus nancymaae		II	VU	
	Aotus nigriceps		II	LC	
	Aotus vociferans		II	LC	
	Aotus azarae		II	LC	

		Aotus azarae boliviensis				
Callitrichidae						
	Cebuella pygmaea			II	VU	
	Cebuella niveiventris				VU	
	Callimico goeldii		VU	I	VU	
	Leontocebus fuscicollis				LC	
	Leontocebus illigeri				NT	E
	Leontocebus lagonotus				LC	
	Leontocebus leucogenys				LC	E
	Leontocebus nigricollis			II	LC	
		Leontocebus nigricollis graellsi		II		
		Leontocebus nigricollis nigricollis				
	Leontocebus nigrifrons				LC	E
	Leontocebus weddelli				LC	
		Leontocebus weddelli weddelli				
		Leontocebus weddelli melanoleucus				
	Leontocebus tripartitus		VU	II	NT	
	Saguinus imperator			II		
		Saguinus imperator imperator				
		Saguinus imperator subgrisescens				
	Saguinus labiatus		EN	II	LC	
		Saguinus labiatus labiatus				
	Saguinus mystax			II	LC	
		Saguinus mystax mystax				

[1] El D.S. 004-2014-MINAGRI considera a *L. l. lagotricha* y a *L. l. poeppigii* como EN y VU respectivamente; ya que esta categorización se hizo antes que *L. lagotricha*, *L. poeppigii* y *L. tschudii* pasaran a ser subespecies de *L. lagotricha* (Ruiz-García *et al.*, 2014).

[2] *Saimiri* sp. Aquino *et al*., 2015 considera esta taxa para el Perú.

[3] El D.S. 004-2014-MINAGRI considera a *Plecturocebus oenanthe* con el género "*Callicebus*" ya que la categorización se dio antes de la recategorización del género (Byrne *et al*., 2016).

D.S. 004-2014-MINAGRI y IUCN: CR = Peligro Crítico; EN = En Peligro; VU = Vulnerable; NT = Casi Amenazado; LC = Preocupación Menor; DD = Datos Insuficientes.

CITES: I = especies en peligro que no deben ser comercializadas; II = No están en peligro, pero están cerca de estarlo; su comercio está sujeto a reglamentación estricta; III = Especies que bajo las leyes de un determinado país podrían estar en peligro o amenazada, el comercio es bajo reglamento y seguimiento.

Anexo 2. Coordenadas geográficas de los puntos de muestreo para el estudio del mono nocturno peruano (*A. miconax*) en El Toro, Yambrasbamba, Amazonas.

Punto de muestreo	Coordenadas		Altitud
	S	W	
P01	5°39'25.33"S	77°54'41.66"O	1941
P02	5°39'19.77"S	77°54'38.09"O	1976
P03	5°39'21.94"S	77°54'34.94"O	2012
P04	5°39'18.43"S	77°54'36.57"O	2002
P05	5°39'15.02"S	77°54'39.25"O	1975
P06	5°39'13.80"S	77°54'38.46"O	1996
P07	5°39'11.53"S	77°54'39.13"O	1984
P08	5°39'6.09"S	77°54'38.59"O	2013
P09	5°39'3.29"S	77°54'36.02"O	2059
P10	5°38'58.50"S	77°54'34.89"O	2095
P11	5°38'54.06"S	77°54'39.50"O	2082
P12	5°38'48.10"S	77°54'39.32"O	2070
P13	5°38'43.13"S	77°54'35.56"O	2076
P14	5°39'32.90"S	77°54'31.40"O	2019
P15	5°39'26.96"S	77°54'32.76"O	2035
P16	5°39'19.63"S	77°54'34.54"O	2032
P17	5°39'15.42"S	77°54'37.90"O	2000
P18	5°39'9.06"S	77°54'39.21"O	1980
P19	5°39'22.48"S	77°54'49.22"O	1903
P20	5°39'26.56"S	77°54'48.57"O	1952
P21	5°39'32.05"S	77°54'48.47"O	2009
P22	5°39'37.95"S	77°54'45.29"O	2050
P23	5°39'43.64"S	77°54'43.91"O	2091
P24	5°39'12.33"S	77°54'57.17"O	1858
P25	5°39'10.91"S	77°54'54.29"O	1876
P26	5°39'8.80"S	77°54'50.22"O	1900
P27	5°39'7.80"S	77°54'46.82"O	1938
P28	5°39'7.63"S	77°54'42.31"O	1970
P29	5°39'13.39"S	77°54'58.53"O	1851
P30	5°39'14.24"S	77°54'57.07"O	1854
P31	5°39'16.07"S	77°54'55.68"O	1859
P32	5°39'17.18"S	77°54'53.89"O	1866
P33	5°39'17.69"S	77°54'52.51"O	1871

Anexo 3. Hoja de datos estandarizada usada para el censo de *A. miconax*.

Datos de Censo – Mono Nocturno Andino Peruano

Observador(es): Fecha: Hora inicio: Localidad:

Punto	Hora registro	Nº de Indvs	Hdad (%)	Temp (°C)	Pendiente (grados)	Tiempo		Coordenadas		
						Nublado (Si/No/Re)	Lluvia (Si/No/Re)	Lat.	Long.	Altura (msnm)
Cuadrante				Circunfe. del tronco (cm)	Distancia al árbol ÷ cerca (m)	Amplitud/altura de la copa (m)	Altura árbol/fuste (m)	N° epífitas	N° lianas	Nombre del árbol
NO	NE	SE	SO							

Dist. a grupo Observado:
Observaciones:

Anexo 4. Declaración jurada del especialista que identificó las muestras botánicas usadas en el presente estudio.

Declaración Jurada

Lima, 06 de julio de 2023

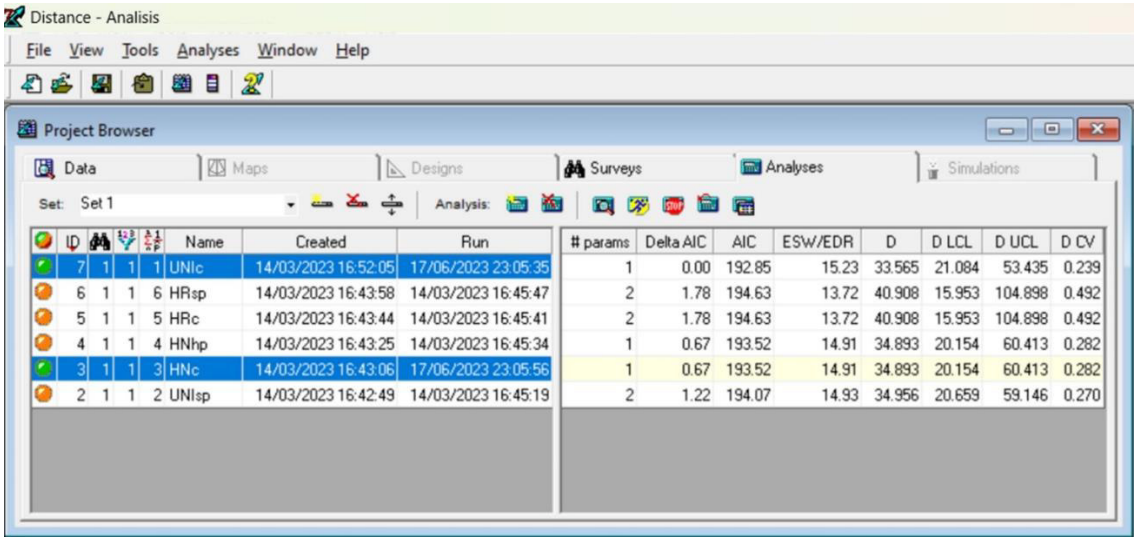
A través de la presente yo, **Robin Fernandez Hilario**, con DNI N° 45052289, de profesión ingeniero forestal y con una maestría en botánica, declaro bajo juramento haber identificado las muestras botánicas colectadas en octubre de 2020 para el estudio **"Estimación de la densidad poblacional y caracterización del hábitat del mono nocturno peruano (*Aotus miconax*) en Yambrasbamba, Amazonas"**, provenientes de la Región Amazonas, distrito de Yambrasbamba. Dichas muestras no pudieron ser ingresadas a la colección de ningún herbario nacional debido a que el trabajo de colección e identificación se realizó durante la emergencia sanitaria por el COVID19, por lo que los museos y universidades se encontraban cerrados.

De ser necesario, no dude en ponerse en contacto conmigo (rbnfernandezhilario@gmail.com) de requerir cualquier información adicional, que con gusto se la voy a proporcionar.

Atentamente,

Mag. Robin Fernandez Hilario
DNI 45052289

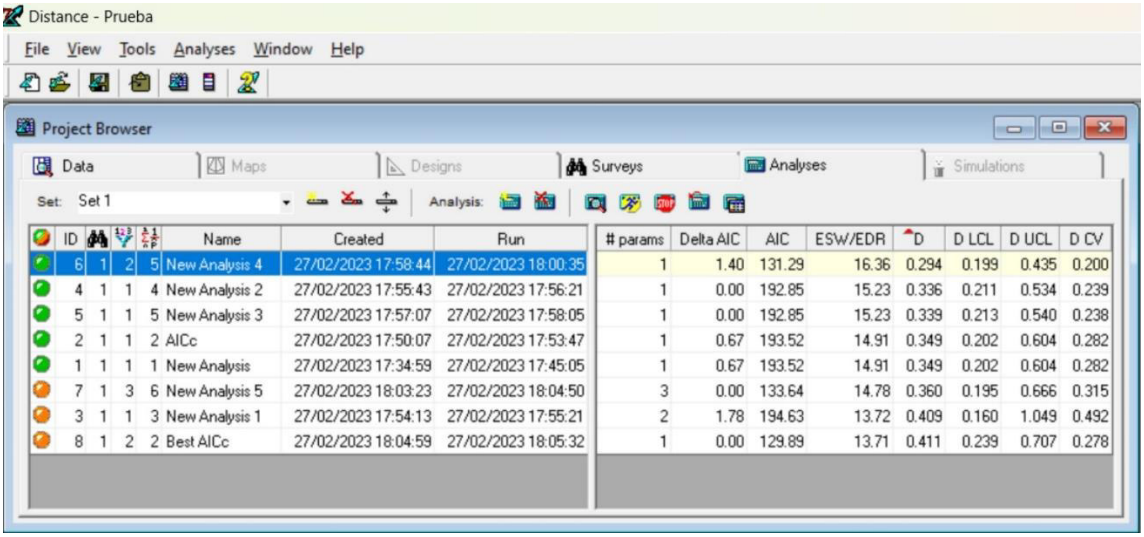
Anexo 5. Modelos teóricos aplicados a los datos para estimar la densidad poblacional de *A. miconax*. En azul (semáforo verde), los dos modelos que mejor se ajustaron a los datos.



ID	Name	Created	Run	# params	Delta AIC	AIC	ESW/EDR	D	D LCL	D UCL	D CV
7	UNIc	14/03/2023 16:52:05	17/06/2023 23:05:35	1	0.00	192.85	15.23	33.565	21.084	53.435	0.239
6	HRsp	14/03/2023 16:43:58	14/03/2023 16:45:47	2	1.78	194.63	13.72	40.908	15.953	104.898	0.492
5	HRc	14/03/2023 16:43:44	14/03/2023 16:45:41	2	1.78	194.63	13.72	40.908	15.953	104.898	0.492
4	HNhp	14/03/2023 16:43:25	14/03/2023 16:45:34	1	0.67	193.52	14.91	34.893	20.154	60.413	0.282
3	HNc	14/03/2023 16:43:06	17/06/2023 23:05:56	1	0.67	193.52	14.91	34.893	20.154	60.413	0.282
2	UNIsp	14/03/2023 16:42:49	14/03/2023 16:45:19	2	1.22	194.07	14.93	34.956	20.659	59.146	0.270

UNIc = Uniform – cosine, UNIsp = Uniform – simple polynomial, HNc = Half Normal – cosine, HNhp = Half Normal – hermite polynomial, HRc = Hazard Rate – cosine, HRsp = Hazard Rate – simple polynomial.

Anexo 6. Pruebas de ajuste en base a los dos mejores modelos para la elección del modelo final con menor valor de AIC y coeficiente de variación. En azul se muestra el modelo Uniforme con serie de expansión coseno con diez intervalos, elegido como el mejor modelo entre las pruebas que no mostraron errores de análisis (semáforo verde).



ID	Name	Created	Run	# params	Delta AIC	AIC	ESW/EDR	D	D LCL	D UCL	D CV
6	New Analysis 4	27/02/2023 17:58:44	27/02/2023 18:00:35	1	1.40	131.29	16.36	0.294	0.199	0.435	0.200
4	New Analysis 2	27/02/2023 17:55:43	27/02/2023 17:56:21	1	0.00	192.85	15.23	0.336	0.211	0.534	0.239
5	New Analysis 3	27/02/2023 17:57:07	27/02/2023 17:58:05	1	0.00	192.85	15.23	0.339	0.213	0.540	0.238
2	AICc	27/02/2023 17:50:07	27/02/2023 17:53:47	1	0.67	193.52	14.91	0.349	0.202	0.604	0.282
1	New Analysis	27/02/2023 17:34:59	27/02/2023 17:45:05	1	0.67	193.52	14.91	0.349	0.202	0.604	0.282
7	New Analysis 5	27/02/2023 18:03:23	27/02/2023 18:04:50	3	0.00	133.64	14.78	0.360	0.195	0.666	0.315
3	New Analysis 1	27/02/2023 17:54:13	27/02/2023 17:55:21	2	1.78	194.63	13.72	0.409	0.160	1.049	0.492
8	Best AICc	27/02/2023 18:04:59	27/02/2023 18:05:32	1	0.00	129.89	13.71	0.411	0.239	0.707	0.278

Anexo 7. Valores promedio de las variables de abundancia relativa de *A. miconax* y variables de hábitat.

Punto de muestreo	Abundancia (ind/hora)	DAP (cm)	ABT (cm^2)	DAC (m)	AmC (m)	AIC (m)	AA (m)	AT (m)	Lianas (ind/forofito)	Epífitas (ind/forofito)	Índice Shannon (bits/individuo)	Pendiente (°)	Altitud (msnm)
P001	6.00	23.27 ±12.98	425.31 ±538.22	2.85 ±1.59	5.25 ±3.54	5.63 ±2.45	14.00 ±4.41	8.38 ±3.78	3.88 ±3.09	13.25 ±8.10	1.980	25	1941
P002	0.00	38.37 ±13.08	1156.22 ±731.67	6.06 ±3.79	4.44 ±1.68	7.50 ±2.51	18.38 ±8.19	10.88 ±7.04	3.50 ±1.41	15.38 ±11.24	1.810	50	1976
P003	0.00	21.01 ±9.17	346.72 ±383.61	3.16 ±0.97	2.13 ±1.36	6.25 ±2.96	14.25 ±5.85	8.00 ±4.60	4.00 ±2.78	14.13 ±7.38	2.281	55	2012
P004	6.60	27.19 ±11.57	580.81 ±504.55	3.18 ±1.49	3.56 ±1.52	4.01 ±4.19	13.50 ±5.43	9.49 ±4.69	2.75 ±3.58	13.88 ±5.92	1.980	64	2002
P005	0.00	26.01 ±10.21	531.30 ±422.02	2.92 ±1.30	3.63 ±1.30	5.75 ±1.49	19.50 ±5.18	13.75 ±4.80	5.13 ±4.09	16.50 ±7.48	1.508	65	1975
P006	1.80	24.48 ±9.61	470.74 ±417.60	3.21 ±1.87	3.75 ±1.28	7.13 ±5.79	17.50 ±4.14	10.38 ±2.72	4.25 ±3.01	16.00 ±9.77	1.744	72	1996
P007	1.20	19.64 ±4.31	302.86 ±116.94	2.41 ±0.74	2.50 ±1.20	7.25 ±4.59	15.13 ±3.60	7.88 ±4.02	4.38 ±2.83	9.38 ±6.39	1.744	75	1984
P008	0.00	36.02 ±18.49	1018.75 ±1337.21	2.58 ±2.04	3.50 ±1.60	7.13 ±4.39	18.75 ±8.26	11.63 ±7.56	2.75 ±2.38	13.25±5.70	1.744	78	2013
P009	0.00	17.24 ±8.75	233.40 ±174.21	2.49 ±1.19	2.50 ±1.20	4.50 ±3.34	12.75 ±4.06	8.25 ±3.01	1.50 ±2.78	7.25±6.16	2.045	58	2059
P010	0.00	47.62 ±35.97	1781.19 ±3931.79	3.21 ±1.65	4.13 ±2.70	9.44 ±6.77	17.88 ±10.70	8.44 ±5.95	5.13 ±9.36	14.00 ±10.30	0.861	62	2095
P011	1.20	21.45 ±9.93	361.46 ±358.39	2.00 ±1.03	3.25 ±1.58	5.13 ±3.44	18.25 ±6.39	13.13 ±7.22	4.00 ±7.35	18.50 ±12.27	1.636	78	2082
P012	3.42	23.55 ±10.02	435.68 ±359.81	2.60 ±1.04	2.75 ±1.39	5.19 ±3.55	14.50 ±9.59	9.31 ±8.79	0.63 ±0.92	13.50 ±9.74	2.281	55	2070
P013	0.00	34.65 ±11.46	942.71 ±717.33	2.70 ±1.45	5.25 ±0.89	10.25 ±7.05	30.63 ±9.40	20.38 ±8.98	3.38 ±2.67	20.13 ±10.52	2.045	30	2076
P014	3.00	44.80 ±31.62	1576.65 ±2244.40	3.55 ±1.24	2.75 ±1.98	9.88 ±4.52	17.75 ±9.36	7.88 ±6.56	5.00 ±4.41	18.75 ±9.18	2.045	10	2019
P015	0.00	28.19 ±13.87	620.99 ±778.47	5.56 ±3.73	4.25 ±2.38	8.75 ±4.40	17.88 ±8.68	9.13 ±5.17	4.63 ±2.97	11.25 ±12.50	2.281	62	2035
P016	1.80	31.03 ±17.54	756.42 ±1130.21	2.87 ±1.54	2.13 ±1.36	7.63 ±8.62	14.75 ±9.53	7.13 ±2.59	4.50 ±4.57	8.75 ±9.48	1.980	68	2032
P017	1.20	30.16 ±24.57	714.32 ±1110.72	2.24 ±0.93	3.13 ±2.23	4.80 ±2.56	17.25 ±10.47	12.45 ±9.60	5.00 ±5.40	9.25 ±6.25	1.980	68	2000
P018	0.00	23.31 ±12.32	426.85 ±319.19	3.39 ±2.46	3.13 ±1.73	8.25 ±2.92	16.25 ±4.92	8.00 ±2.93	4.38 ±2.45	8.25 ±3.85	1.744	70	1980
P019	0.00	60.59 ±50.89	2882.85 ±7201.14	4.44 ±2.68	4.88 ±6.22	7.75 ±6.11	20.38 ±10.30	12.63 ±5.10	4.25 ±5.15	10.88 ±7.55	2.281	58	1903
P020	1.62	21.20 ±6.98	353.11 ±236.99	2.84 ±1.16	3.25 ±1.04	4.75 ±1.39	17.50 ±5.40	12.75 ±5.50	4.63 ±3.20	20.25 ±15.76	2.281	63	1952
P021	1.62	30.03 ±16.03	708.34 ±1016.42	2.98 ±1.81	3.88 ±1.13	9.00 ±8.93	24.00 ±5.76	15.00 ±6.91	2.38 ±2.93	19.88 ±6.13	2.281	40	2009
P022	1.20	17.15 ±8.23	230.96 ±266.62	2.15 ±0.88	2.25 ±1.67	6.50 ±7.76	15.50 ±7.41	9.00 ±2.00	1.25 ±1.49	12.13 ±9.78	1.636	36	2050
P023	2.82	28.96 ±9.61	658.86 ±447.93	3.02 ±1.29	4.38 ±1.41	7.38 ±2.72	21.63 ±7.63	14.25 ±7.89	5.38 ±4.27	25.00 ±9.07	2.517	15	2091
P024	5.22	18.53 ±7.28	269.58 ±220.87	3.27 ±1.14	2.88 ±1.19	7.00 ±3.55	16.50 ±3.78	9.50 ±2.67	3.13 ±3.31	9.00 ±7.86	2.517	5	1858
P025	0.00	21.54 ±6.11	364.44 ±207.83	2.27 ±1.54	3.50 ±1.77	5.63 ±2.07	21.25 ±5.20	15.63 ±4.00	4.75 ±4.03	16.00 ±9.71	1.744	40	1876
P026	2.82	21.13 ±7.60	350.58 ±249.69	4.19 ±2.54	3.13 ±1.81	6.25 ±2.49	19.75 ±9.79	13.50 ±9.96	2.38 ±2.26	10.63 ±8.45	1.261	40	1900
P027	0.00	22.36 ±7.18	392.61 ±274.87	2.24 ±1.02	2.88 ±1.36	6.25 ±3.45	16.63 ±5.85	10.38 ±3.85	2.50 ±1.85	20.38 ±11.86	1.636	60	1938

P028	0.00	30.03 ±9.09	708.50 ±379.67	2.78 ±1.21	4.50 ±1.77	5.50 ±1.69	27.38 ±9.40	21.88 ±8.37	4.75 ±3.92	24.00 ±8.30	2.280	20	1970
P029	1.80	22.34 ±11.18	391.86 ±434.27	2.74 ±1.72	2.88 ±1.81	4.88 ±2.36	20.13 ±10.13	15.25 ±8.70	3.13 ±3.00	11.50 ±8.67	1.980	40	1851
P030	2.82	30.90 ±17.40	749.78 ±940.51	2.71 ±1.25	3.63 ±1.77	4.25 ±1.98	19.38 ±6.70	15.13 ±6.15	4.50 ±7.67	15.38 ±11.89	2.517	35	1854
P031	0.00	33.46 ±20.45	879.45 ±1507.20	2.42 ±1.16	3.38 ±2.00	5.13 ±3.36	20.00 ±10.65	14.88 ±9.89	2.88 ±2.17	19.50 ±9.12	2.045	45	1859
P032	1.62	25.60 ±7.33	514.89 ±287.19	4.28 ±2.75	4.13 ±1.25	4.38 ±1.85	21.63 ±5.37	17.25 ±4.80	4.63 ±3.66	21.00 ±7.64	1.744	50	1866
P033	1.20	25.54 ±8.35	512.13 ±319.98	3.18 ±1.69	3.88 ±1.46	5.75 ±3.11	20.88 ±6.15	15.13 ±5.28	5.13 ±4.39	15.38 ±9.53	2.517	64	1871
Media	**1.48 ±1.80**	**28.10 ±9.33**	**686.37 ±532.10**	**3.11 ±0.91**	**3.50 ±0.84**	**6.51 ±1.70**	**18.53 ±3.18**	**12.02 ±3.72**	**3.77 ±1.23**	**14.20 ±4.68**	**1.967**	**50.18 ±19.92**	**1975.61 ±76.93**
Rango$_{(mín-máx)}$	**0.00-6.60**	**17.15-60.59**	**230.96-2882.85**	**2.00-6.06**	**2.13-5.25**	**4.01-10.25**	**12.75-30.63**	**7.13-21.88**	**0.63-5.38**	**7.25-25.00**	**0.861-2.517**	**5 - 78**	**1851 - 2095**

* Representa el índice de diversidad de Shannon promedio de los 33 puntos de muestreo

Anexo 8. Clasificación taxonómica, número de registros y estado de conservación de las especies botánicas registradas en El Toro, distrito de Yambrasbamba, departamento de Amazonas (CAP > 30cm).

Orden	Familia	Género	Nombre científico	Nombre común	Registros	Estado de conservación			Endémico
						043-2006-AG	UICN	CITES	
Asterales	Asteraceae	Critoniopsis	*Critoniopsis macrofoliata* H. Rob	Chilca negra	9	-	-	-	E
Buxales	Buxaceae	Styloceras	*Styloceras columnare* Müll. Arg.	Naranjillo	23	EN	-	-	-
Chloranthales	Chloranthaceae	Hedyosmum	*Hedyosmum goudotianum* Solms	Silvana	2	-	LC	-	-
Ericales	Sapotaceae	Pouteria	*Pouteria baehniana* Monach.	-	8	-	LC	-	-
Fabales	Fabaceae	Inga	*Inga extra-nodis* T.D. Penn.	Guaba	9	-	VU	-	-
Gentianales	Rubiaceae	Faramea	*Faramea miconioides* Standl.	Cafetillo	3	-	-	-	-
Gentianales	Rubiaceae	Guettarda	*Guettarda hirsuta* (Ruiz & Pav.) Pers.	Conchana	1	-	LC	-	-
Gentianales	Rubiaceae	Ladenbergia	*Ladenbergia riveroana* (Wedd.) Standl.	Cascarilla	3	-	LC	-	-
Gentianales	Rubiaceae	Palicourea	*Palicourea aff. tinctoria* Schult.	Palo amarillo	1	-	LC	-	-
Laurales	Lauraceae	Aiouea	*Aiouea montana* (Sw.) R. Rohde	Roble rojo	1	-	LC	-	-
Laurales	Lauraceae	Nectandra	*Nectandra olida* Rohwer	Roble blanco	40	-	LC	-	-
Laurales	Lauraceae	Ocotea	*Ocotea aff. aurantiodora* (Ruiz & Pav.) Mez	Ishpingo amarillo	7	-	LC	-	-
Laurales	Lauraceae	Ocotea	*Ocotea longifolia* Kunth	Moena	9	-	LC	-	-
Magnoliales	Magnoliaceae	Magnolia	*Magnolia enepeceana* Rob. Fern. & Marcelo-Peña	Higuerón carachoso	9	-	-	-	E
Malpighiales	Euphorbiaceae	Alchornea	*Alchornea brittonii* Secco	Zapotillo	2	-	-	-	-
Malpighiales	Phyllantaceae	Hieronyma	*Hieronyma macrocarpa* Müll. Arg.	Chupe	7	-	-	-	-
Malpighiales	Salicaceae	Neosprucea	*Neosprucea montana* Cuatrec.	-	2	-	-	-	-
Malvales	Malvaceae	Heliocarpus	*Heliocarpus americanus* L.	Balsa	11	-	LC	-	-
Myrtales	Melastomataceae	Graffenrieda	*Graffenrieda emarginata* (Ruiz & Pav.) Triana	Juanjil hoja grande	7	-	LC	-	-
Myrtales	Melastomataceae	Miconia	*Miconia aff. thaminantha* Wurdack	Juanjil blanco	1	-	-	-	E
Myrtales	Melastomataceae	Miconia	*Miconia punctata* (Desr.) D. Don	Juanjil rosado	9	-	LC	-	-
Myrtales	Myrtaceae	Myrcia	*Myrcia fallax* (A. Rich.) DC.*	Lanche	6	CR	LC	-	-
Oxalidales	Cunoniaceae	Weinmannia	*Weinmannia piurensis* O.C. Schmidt	Salle	1	CR	-	-	E
Rosales	Moraceae	Ficus	*Ficus macbridei* Standl.	Higuerón bolo	1	-	LC	-	-
Rosales	Moraceae	Ficus	*Ficus mutisii* Dugand	Higuerón colores	9	-	LC	-	-

Rosales	Moraceae	Ficus	*Ficus santanderana* Dugand, 1942	Higuerón cañonazo	6	-	-	-	-
Rosales	Urticaceae	Cecropia	*Cecropia angustifolia* Trécol	Huarumbo	8	-	LC	-	-
Rosales	Urticaceae	Myriocarpa	*Myriocarpa stipitata* Benth.	Ortiga	2	-	LC	-	-
Rosales	Urticaceae	Pourouma	*Pourouma montana* C.C. Berg	Sangre de grado blanco	8	-	-	-	E
Sapindales	Meliaceae	Cedrela	*Cedrela montana* Moritz ex Turcz.	Cedro bordón	6	VU	VU	II	-
Arecales	Arecaceae	Ceroxylum	*Ceroxylum* sp.	Palmera	2	-	-	-	-
Cyatheales	Cyatheaceae	Cyathea	*Cyathea* sp.	Chontilla, helecho arbóreo	6	-	-	-	-
Fabales	Fabaceae	Inga	*Inga* sp.	Shirimbo	1	-	-	-	-
Laurales	Lauraceae	Nectandra	*Nectandra* sp.	Roble amarillo	3	-	-	-	-
Laurales	Monimiaceae	Mollinedia	*Mollinedia* sp.	Cuete	1	-	-	-	-
Malpighiales	Clusiaceae	Clusia	*Clusia* sp.	Paguilla	2	-	-	-	-
Malpighiales	Euphorbiaceae	Croton	*Croton* sp.	Sangre de grado rojo	1	-	-	-	-
Myrtales	Melastomataceae	Miconia	*Miconia* sp. 1	Juanjil	1	-	-	-	-
Myrtales	Melastomataceae	Miconia	*Miconia* sp. 2	Juanjil	3	-	-	-	-
Magnoliales	Annonaceae	Cremastosperma	*Cremastosperma* sp.	Toche	3	-	-	-	-
Sapindales	Burseraceae	Protium	*Protium* sp.	Cedrillo blanco	12	-	-	-	-
Solanales	Solanaceae	Solanum	*Solanum* sp.	-	4	-	-	-	-
-	-	-	ND1	Cansoboca	1	-	-	-	-
-	-	-	ND2	Cedrillo rojo	1	-	-	-	-
-	-	-	ND3	Ishpingo 1	2	-	-	-	-
-	-	-	ND4	Ishpingo 2	1	-	-	-	-
-	-	-	ND5	Juanjil	1	-	-	-	-
-	-	-	ND6	Ishpingo canela	1	-	-	-	-
-	-	-	ND7	Lucumillo	1	-	-	-	-
-	-	-	ND8	Matacocho, Zorrillo	1	-	-	-	-
-	-	-	ND9	-	2	-	-	-	-
-	-	-	ND10	-	1	-	-	-	-
-	-	-	ND11	Palo de agua	1	-	-	-	-
-	-	-	ND12	Huasiquero	1	-	-	-	-

* Registrada como *Myrcia splendens* según la UICN.

Anexo 9. Índices de diversidad, dominancia y equidad por punto de muestreo en El Toro.

	P01	P02	P03	P04	P05	P06	P07	P08	P09	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16
N° Taxas	6	5	7	6	4	5	5	5	6	3	5	7	6	6	7	6
N° Individuos	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
Shannon (H)	1.98	1.81	2.28	1.98	1.508	1.744	1.744	1.744	2.045	0.861	1.636	2.281	2.045	2.045	2.281	1.98
Simpson (1-D)	0.893	0.893	0.964	0.893	0.821	0.857	0.857	0.857	0.929	0.464	0.786	0.964	0.929	0.929	0.964	0.893
Dominancia (D)	0.107	0.107	0.036	0.107	0.179	0.143	0.143	0.143	0.071	0.536	0.214	0.036	0.071	0.071	0.036	0.107
Margalef	2.404	1.924	2.885	2.404	1.443	1.924	1.924	1.924	2.404	0.962	1.924	2.885	2.404	2.404	2.885	2.404
Equidad (J)	1.105	1.124	1.172	1.105	1.088	1.084	1.084	1.084	1.142	0.783	1.017	1.172	1.142	1.142	1.172	1.105

	P17	P18	P19	P20	P21	P22	P23	P24	P25	P26	P27	P28	P29	P30	P031	P32	P33
N° Taxas	6	5	7	7	7	5	8	8	5	4	5	7	6	8	6	5	8
N° Individuos	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
Shannon (H)	1.98	1.744	2.281	2.281	2.281	1.636	2.517	2.517	1.744	1.261	1.636	2.28	1.98	2.517	2.045	1.74	2.517
Simpson (1-D)	0.893	0.857	0.964	0.964	0.964	0.786	1	1	0.857	0.643	0.786	0.96	0.893	1	0.929	0.857	1
Dominancia (D)	0.107	0.143	0.036	0.036	0.036	0.214	0	0	0.143	0.357	0.214	0.04	0.107	0	0.071	0.143	0
Margalef	2.404	1.924	2.885	2.885	2.885	1.924	3.366	3.366	1.924	1.443	1.924	2.89	2.404	3.366	2.404	1.924	3.366
Equidad (J)	1.105	1.084	1.172	1.172	1.172	1.017	1.21	1.21	1.084	0.91	1.017	1.17	1.105	1.21	1.142	1.084	1.21

Anexo 10. Índices de valor de importancia (IVI) de las especies arbóreas registradas en El Toro (CAP ≥ 30cm).

Nombre científico	N° árboles	Densidad (árboles/ha)	Abundancia relativa (%)	Área basal (m^2)	Dominancia relativa (ab/ha)*	Dominancia relativa (%)	Frecuencia relativa (Absoluta)	Frecuencia relativa (%)	IVI (Absoluto)	IVI (%)
Nectandra olida	40	1160.56	15.15	1.90	30.38	10.48	22	11.22	36.85	12.28
Ficus santanderana	6	174.08	2.27	2.62	41.87	14.44	6	3.06	19.77	6.59
Styloceras columnare	23	667.32	8.71	0.75	12.01	4.14	10	5.10	17.96	5.99
Heliocarpus americanus	11	319.16	4.17	1.05	16.80	5.80	7	3.57	13.53	4.51
Ficus mutisii	9	261.13	3.41	1.08	17.30	5.97	7	3.57	12.95	4.32
Magnolia enepeceana	9	261.13	3.41	0.93	14.96	5.16	8	4.08	12.65	4.22
Ficus macbridei	1	29.01	0.38	2.07	33.12	11.42	1	0.51	12.31	4.10
Ocotea longifolia	9	261.13	3.41	0.63	10.09	3.48	8	4.08	10.97	3.66
Protium sp.	12	348.17	4.55	0.53	8.50	2.93	6	3.06	10.54	3.51
Miconia punctata	9	261.13	3.41	0.42	6.79	2.34	9	4.59	10.34	3.45
Cecropia angustifolia	8	232.11	3.03	0.54	8.65	2.98	6	3.06	9.07	3.02
Critoniopsis macrofoliata	9	261.13	3.41	0.27	4.27	1.47	8	4.08	8.96	2.99
Ocotea aff. aurantiodora	7	203.10	2.65	0.59	9.40	3.24	5	2.55	8.44	2.81
Hieronyma macrocarpa	7	203.10	2.65	0.33	5.28	1.82	7	3.57	8.04	2.68
Pourouma montana	8	232.11	3.03	0.23	3.70	1.27	7	3.57	7.88	2.63
Pouteria baehniana	8	232.11	3.03	0.35	5.65	1.95	5	2.55	7.53	2.51
Inga extra-nodis	9	261.13	3.41	0.19	3.02	1.04	6	3.06	7.51	2.50
Cedrela montana	6	174.08	2.27	0.33	5.28	1.82	5	2.55	6.64	2.21
Myrcia fallax	6	174.08	2.27	0.23	3.64	1.26	6	3.06	6.59	2.20
Cyathea sp.	6	174.08	2.27	0.14	2.32	0.80	4	2.04	5.11	1.70
Graffenrieda emarginata	7	203.10	2.65	0.12	1.87	0.65	3	1.53	4.83	1.61
Nectandra sp.	3	87.04	1.14	0.34	5.36	1.85	2	1.02	4.01	1.34
Solanum sp.	4	116.06	1.52	0.14	2.20	0.76	3	1.53	3.81	1.27
ND9	2	58.03	0.76	0.30	4.83	1.67	2	1.02	3.44	1.15

Cremastosperma sp	3	87.04	1.14	0.06	1.00	0.34	3	1.53	3.01	1.00
Miconia sp. 2	3	87.04	1.14	0.06	0.99	0.34	3	1.53	3.01	1.00
Faramea miconioides	3	87.04	1.14	0.05	0.87	0.30	3	1.53	2.97	0.99
Ladenbergia riveroana	3	87.04	1.14	0.10	1.54	0.53	2	1.02	2.69	0.90
Alchornea brittonii	2	58.03	0.76	0.16	2.57	0.89	2	1.02	2.66	0.89
ND7	1	29.01	0.38	0.32	5.09	1.76	1	0.51	2.65	0.88
Ceroxylum sp.	2	58.03	0.76	0.12	1.87	0.64	2	1.02	2.42	0.81
Hedyosmum goudotianum	2	58.03	0.76	0.10	1.62	0.56	2	1.02	2.34	0.78
Neosprucea montana	2	58.03	0.76	0.09	1.47	0.51	2	1.02	2.28	0.76
Myriocarpa stipitata	2	58.03	0.76	0.06	0.95	0.33	2	1.02	2.10	0.70
Clusia sp.	2	58.03	0.76	0.04	0.67	0.23	2	1.02	2.01	0.67
Guettarda hirsuta	1	29.01	0.38	0.13	2.12	0.73	1	0.51	1.62	0.54
Aiouea montana	1	29.01	0.38	0.13	2.02	0.70	1	0.51	1.59	0.53
ND1	1	29.01	0.38	0.11	1.83	0.63	1	0.51	1.52	0.51
ND3	2	58.03	0.76	0.04	0.67	0.23	1	0.51	1.50	0.50
ND2	1	29.01	0.38	0.09	1.38	0.47	1	0.51	1.36	0.45
ND6	1	29.01	0.38	0.07	1.20	0.41	1	0.51	1.30	0.43
ND4	1	29.01	0.38	0.04	0.68	0.23	1	0.51	1.12	0.37
Weinmannia piurensis	1	29.01	0.38	0.04	0.66	0.23	1	0.51	1.12	0.37
ND8	1	29.01	0.38	0.03	0.52	0.18	1	0.51	1.07	0.36
ND12	1	29.01	0.38	0.03	0.47	0.16	1	0.51	1.05	0.35
Croton sp.	1	29.01	0.38	0.03	0.46	0.16	1	0.51	1.05	0.35
ND5	1	29.01	0.38	0.03	0.41	0.14	1	0.51	1.03	0.34
Inga sp.	1	29.01	0.38	0.02	0.36	0.12	1	0.51	1.01	0.34
Miconia sp.1	1	29.01	0.38	0.02	0.36	0.12	1	0.51	1.01	0.34
ND10	1	29.01	0.38	0.01	0.24	0.08	1	0.51	0.97	0.32
Mollinedia sp.	1	29.01	0.38	0.01	0.22	0.08	1	0.51	0.97	0.32

Miconia aff. thaminantha	1	29.01	0.38	0.01	0.17	0.06	1	0.51	0.95	0.32
Palicourea aff. tinctoria	1	29.01	0.38	0.01	0.11	0.04	1	0.51	0.93	0.31
ND11	1	29.01	0.38	0.01	0.11	0.04	1	0.51	0.93	0.31
Total	264	7659.72	100	18.12	289.92	100	196	100	300	100

* ab/ha = área basal/hectárea

ND = No determinado

Anexo 11. Densidad poblacional y tamaño de grupo de los monos nocturnos.

Taxa	Sitio de estudio	Tipo de hábitat	Altitud (msnm)	Número de grupos	Tamaño promedio de grupo (Rango)	Densidad de grupos (G/km^2)	Densidad de individuos (ind/km^2)	Fuente
A. miconax	Yambrasbamba, Amazonas, Perú	Bosque de neblina	1851-2095	22	2.7 (2-4)	10.8	29.4	Este estudio
A. a. azarae (citado como *A. trivirgatus)*	Provincia de Formosa, Argentina	Bosques mixtos	50-150	25	2.9 (1-4)	10.0	29.0	Rathbun y Gache, 1980
A. a. azarae	Guaycolec, Formosa, Argentina	Bosque de galería fragmentado	~68	-	-	14	32.3	Zunino *et al*., 1985 (citado en Fernández-Duque, 2011)
A. a. azarae	Provincia de Formosa, Argentina	Bosques mixtos	~70	12	2.3	5.5	12.8	Zunino *et al*., 1985
A. a. azarae	Teniente Enciso, Paraguay	Bosque seco	~ 50	6	2.7	3.3	8.9	(Stallings *et al*., 1989) (citado en Fernández-Duque 2011)
A. a. azarae	Agua Dulce, Paraguay	Bosque seco de tierras bajas	-	21	3.1	4.7	14.4	Stallings *et al*., 1989 (citado en Fernández-Duque, 2011)
A. a. azarae	Guaycolec, Formosa, Argentina	Bosque de galería	~68	32	3.3 (1-5)	7.8	25.4	Arditi y Placci, 1990
A. a. azarae	Provincia de Formosa, Argentina	Bosque húmedo del Chaco	~65	6	3.2	4.7[1]	15.0	Brown y Zunino, 1994

A. a. azarae	Provincia de Formosa, Argentina	Bosque de galería	~65	3	3.0	2.0[1]	6.0	Brown y Zunino 1994
A. a. azarae	Guaycolec, Formosa, Argentina	Bosque de galería estacional	69	11	4.0 (2-6)	16.0	64.0	Fernández-Duque *et al.*, 2001
A. a. azarae	Parque Nacional Pilcomayo, Formosa, Argentina	Bosque de galería	67	20	3.6 (2-5)	7.9	29.8	Juárez, 2012
A. a. azarae	Parque Nacional Pilcomayo, Formosa, Argentina	Bosques fragmentados naturalmente	67	14	3.0 (2-5)	2.4	7.6	Juárez, 2012
A. a. azarae	Guaycolec, Formosa, Argentina	Bosques fragmentados naturalmente	69	16	3.0 (2-5)	4.6	13.1	Juárez, 2012
A. a. azarae	Guaycolec, Formosa, Argentina	Bosque de galería	69	14	3.5 (2-5)	13.1	45.2	Juárez, 2012
A. a. azarae	Isoso, El Chaco, Departamento Santa Cruz, Bolivia	-	~350	-	3.8	5.3-10.5	15.3-26.6	Ayala (citado en (Romero-Valenzuela y Rumiz, 2009)
A. a. boliviensis	Beni, Bolivia	Bosque de galería bajo estacional	230	21	3.5	68.9	242.5	García y Braza, 1989 (citado en Fernández-Duque, 2011)
A. a. boliviensis	Beni, Bolivia	Bosque húmedo de tierras bajas	~218	33	2.6 (1-5)	5.0-6.8	13.0-17.7	Rumiz y Herrera, 2000
A. griseimembra (citado como *A. trivirgatus*)	Bolívar, Colombia	Bosque húmedo tropical fragmentado	100-375	8	2.5	0.5	1.5	Green, 1978

A. cf. *lemurinus*	Valle del Cauca, Colombia	Bosque de neblina fragmentado	1600-2178	-	2.2 (1-5)	52.4	113.0	Hirche *et al.*, 2017
A. lemurinus	Santuario de vida silvestre Otún Quimbaya, Colombia	Bosque de neblina	1750-2276	44	1.9	20.0	39.0	Florez *et al.*, 2022
A. miconax	Los Chilchos, Amazonas, Perú	Bosque de neblina	1416-2096	12	2.6 (2-4)	9.8[1]	25.4[1]	Aquino *et al.*, 2018
A. nancymaae	Río Tahuayo, Perú	Bosque estacionalmente inundable	~100	42	3.4 (2-5)	8.8	25	Aquino y Encarnación, 1986
A. nancymaae	Noreste de Perú	Bosque inundable de tierras bajas	120-300	75	4.1[2]	11.3	46.3	Aquino y Encarnación, 1988
A. nancymaae	Noreste de Perú	Bosque de tierra firme	120-300	23	4.1[2]	5.9	24.2	Aquino y Encarnación, 1988
A. nancymaae	Chinería y Yahuma, Vista Alegre, Loreto, Perú	Bosque inundable	~74	60	1.9	6.8[1,3]	13.6[1,3]	Maldonado y Peck, 2014
A. nancymaae	Quebrada Yanayacu de Bombonaje, Loreto, Perú	Bosque inundable	-	61	-	6.1	30.5	Ique y Delgado, 2016
A. nancymaae	Puerto Nariño, Amazonas, Colombia	Bosque inundable	~80	17	3.1 (2-5)	8.8[4]	23.9[4]	Roncancio-Duque *et al.*, 2019
A. nigriceps (citado como *A. trivirgatus nigriceps*)	Cocha Cashu, Parque nacional del Manú, Perú	Bosque inundable	400	9	4.1 (2-5)	8.8-9.8[1]	36.0-40.0	Wright, 1985

A. nigriceps	São Domingos, Brasil	Bosque secundario de tierra firme	~230	-	4.5	5.5	24.7	Peres, 1988
A. nigriceps	Central–este Perú	Bosque húmedo	348-680	18	2.8 (2-4)	11.1	31.1	Aquino *et al.*, 2013
A. nigriceps	Estación Biológica Villa Carmen, Cusco y Madre de Dios, Perú	Bosque secundario de bambú	516-530	9	2.9[1] (2-4)	17.2[1]	50.0	Helenbrook *et al.*, 2020
A. nigriceps	Manu Learning Centre, Madre de Dios, Perú	Bosque secundario	456-516	5	3.6[1] (2-5)	5.3[1]	19.2	Helenbrook *et al.*, 2020
A. vociferans	Noreste de Perú	Bosque de tierra firme	120-300	11	3.3[2]	2.4	7.9	Aquino y Encarnación, 1988
A. vociferans	Noreste de Perú	Bosque inundable de tierras bajas	120-300	22	3.3[2]	10.0	33.0	Aquino y Encarnación, 1988
A. vociferans	Río Curaray, Loreto, Perú	Bosque de tierras bajas	-	8	3.6 (2-5)	7.2	26.0	Aquino *et al.*, 2014
A. vociferans	Mocagua-PNNA, Colombia	Bosque inundable	49	46	3.3	13.3	44.0	Maldonado y Peck, 2014
A. vociferans	Parque Nacional Amacayacu, Colombia	Bosque de tierra firme	78-106	86	3.4	9.5	24.9	Maldonado y Peck, 2014
A. zonalis	Campo Chagres, Panamá	Bosques semicaducifolios de tierras bajas	100-140	12	2.1	9.5	19.7	Svensson *et al.*, 2010
A. zonalis	Cerro Azul, Panamá	Bosque de galería	630-690	4	2.0 (1-4)	7.1	14.3	Svensson *et al.*, 2010

	secundario de tierra firme	

[1] Estimado a partir de datos en el artículo.

[2] Los autores utilizaron el tamaño de grupo promedio de estudios anteriores.

[3] La información se colectó luego de la extracción de individuos para estudios biomédicos (Maldonado, 2011).

[4] Se colectaron y liberaron previamente monos nocturnos usados para estudios biomédicos (Roncancio-Duque, 2019).

Anexo 12. Comparación de las densidades poblacionales para *Aotus* spp. sin datos atípicos (densidad de grupos n = 35, densidad de individuos n = 34, medias = 24.6 ind/km² y 8.4 gpo/km², medianas 24.8 ind/km² y 7.9 gpo/km²).

